

Cláudia Cruz

2º Ciclo de Estudos em Sistemas de Informação Geográfica e Ordenamento do Território

**Estudo dos efeitos da fragmentação da Floresta Natural sobre os padrões de
diversidade de líquenes epífitos**

2012

Orientador: Helena Madureira

Coorientador: Joana Marques

Classificação:

Dissertação:

Aos meus pais e ao meu irmão

AGRACECIMENTOS

À Professora Doutora Helena Madureira, minha orientadora, por ter acreditado em mim, por me ter apoiado e incentivado mesmo quando eu já não acreditava. Obrigada por me permitir unir Sistemas de Informação Geográfica e Biologia.

À Dr.^a Joana Marques, minha co-orientadora, por mais uma vez ser a minha guia no fascinante mundo da liquenologia. Obrigada por me lembrar as muitas alegrias do trabalho de campo.

Obrigada às meninas SIG, Célia, Marta, Paulinhas, Pequenita e Ritinha, por me fazerem rir. Por me terem feito ver o Mundo por outros olhos que não só os dos Biólogos. Obrigada pelas “All night long”.

Ao Pedro Gonçalves por de cada vez que me apetecia partir o computador ele me arranjou sempre uma solução melhor.

Aos meus amigos, por me lembrarem que existe um Mundo para além da dissertação. Obrigada por não me terem deixado falir algumas empresas cervejeiras.

Ao meu irmão, porque embora detenha o prémio “como irritar a irmã em pouco tempo” é uma das pessoas que mais admiro.

E finalmente aos meus Pais, por apesar de nem sempre perceberem as minhas decisões ficarem sempre do meu lado. Obrigada por nunca me deixarem sentir sozinha, mas sobretudo obrigada por me fazerem sentir amada.

RESUMO

Hoje em dia a fragmentação representa uma das maiores preocupações no âmbito da conservação da biodiversidade de paisagens florestais, a heterogeneidade dos fragmentos afeta a dinâmica e o estabelecimento das populações.

Os líquenes, sendo organismos poiquilohídricos são sensíveis ao aumento de intensidade luminosa e consequentemente a mudanças nos ecossistemas, daí a urgente necessidade de compreender o modo de persistência líquénico em ambientes em permanente mudança.

A persistência e a abundância das espécies líquénicas são determinadas pela sua capacidade de dispersão e estabelecimento. A capacidade de dispersão é limitada pela distância e pelo tipo de reprodução, enquanto o estabelecimento depende da qualidade do habitat.

Neste trabalho estudaram-se as diferenças de distribuição espacial líquénica (riqueza específica e composição) de diversos carvalhais tendo em conta diferentes propriedades das manchas, através da análise de 12 locais. Para testar esta hipótese foram realizados coeficientes de correlação e análise fatorial e de *clusters*.

Os locais de estudo localizam-se a Noroeste do Parque Natural do Marão, na Aboboreira, Portugal. A sub-região da Aboboreira estende-se de Nordeste até Sudeste numa extensão de 105 km² e atinge cotas próximas dos 1000 m.

Os resultados mostraram que a riqueza e abundância líquénica apresentavam diferenças consideráveis entre os diferentes locais e que estavam correlacionadas com a área do núcleo e com círculo circunscrito relacionado das manchas. O estudo também revelou presença de comunidades esciófilas bem estabelecidas, sobretudo em locais melhor preservados.

O modelo preditivo de distribuição de espécies usado neste trabalho, Maxent, permitiu identificar áreas que necessitam de futura amostragem e estudo.

A presença de comunidades líquénicas que sofreram um declínio geral por toda a Europa e a presença de espécies raras como a *Lobaria amplíssima*, mostram a necessidade urgente de desenvolver ações de gestão e conservação para a área.

Os carvalhais da Aboboreira são de extrema importância para a conservação de espécies epífitas de líquenes.

ABSTRACT

Nowadays, landscape fragmentation is a major concern for the conservation of biodiversity in forested landscapes, heterogeneous habitat fragments affect population dynamics and species establishment.

Lichens being poikilohydric organisms are sensitive to increases in light intensity consequently sensitive to changes on forest ecosystems, so there is an urgent need to understand how lichens species persist in highly dynamic habitats.

Persistence and abundance of species lichens are determined on their dispersal and establishment capability. Species dispersal can be limited by distance and reproduction mode, establishment can be dependent on habitat quality.

We hypothesized that changes in lichens spatial pattern (species richness and composition) varies under oak woodland due to differences in patch properties, by examining its at 12 different sites. To prove the hypothesis we calculated correlation coefficients, factor and cluster analysis.

The study sites are located in the southeast region of the Marão Natural Park in Aboboreira, Portugal. Aboboreira extend northeast to southwest in an area of 105 km² and reach a maximum elevation of approximately 1000 m a.s.l.

Results show total species richness and abundance exhibited considerable variation among patch's and are highly correlated with core area and related circumscribing circle of the patch's. Our study also indicated that especially the best preserved forests presented well established sciophytic communities of epiphytic lichens.

The predictive model of species distribution used in this study, Maxent, allowed the identification of areas that deserve further surveys.

The presence of a lichen community that has suffered general decline throughout Europe and the presence of some rare species such as *Lobaria amplissima*, stresses the need to develop management actions for this area. Therefore, Aboboreira oakwoods are of high importance for epiphytic lichen.

ÍNDICE

Agracecimentos	III
Resumo	IV
Abstract	V
1. Introdução	1
1.2 Enquadramento do tema e área de estudo	1
1.3 Objetivos do estudo.....	2
1.4 Organização geral da dissertação.....	3
1.5 Descrição metodológica	4
2. Enquadramento teórico	19
2.1 Breve abordagem à ecologia e conservação de líquenes epífitos.....	19
2.2 Breve abordagem à ecologia da paisagem	22
2.3 Breve abordagem aos modelos preditivos de distribuição de espécies	28
3. Caracterização da área de estudo	29
3.1 Localização e enquadramento.....	29
3.2 Fisiografia.....	31
3.3 Clima	33
3.4 Usos predominantes do solo e da paisagem.....	34
3.5 Enquadramento biogeográfico	35
4. Análise e discussão de resultados.....	36
4.1 Evolução da paisagem	36
4.2 Caracterização geral da paisagem	41
4.3 Caracterização dos locais de estudo.....	54
4.4 Análise estatística	72
5. Modelação.....	81
6. Conclusão.....	91
6.1 Implicações para a conservação.....	92
6.2 Sugestões para trabalhos futuros.....	92
7. Bibliografia.....	93
Anexos.....	97

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 Mapa síntese. Modificado do PROF-T (2007).....	4
Figura 2 Fotografias de alguns dos locais amostrados (ABO), a) ABO1 (Pardinhas), b) ABO2 (Carvalho de Rei), c) ABO3 (Carneiro), d) ABO5 (Loivos do Monte), e) ABO7 (Carvalho de Rei) e f) ABO9 (Noveleiras). (Fotografias cedidas por Cristiana Vieira, CIBIO).	6
Figura 3 Metodologia utilizada na análise espacial da paisagem.	12
Figura 4 Metodologia da análise da conectividade da paisagem florestal através do <i>software</i> Conefor Sensinoide 2.2. Adaptado de Saura e Torné (2009).	13
Figura 5 Diagrama de modelação utilizando o Maxent. Adaptado de Sumarga (2011).	18
Figura 6 Forma do talo líquénico, a) líquen crustáceo, b) líquen foliáceo e c) líquen fruticuloso (Marques, 2008). ...	19
Figura 7 Propágulos vegetativos, a) isídios, b) sorédios agrupados em sorálios e c) sorédios livres. Adaptado de Purvis <i>et al</i> , (1992).	20
Figura 8 Diferentes formas de perda do habitat e os padrões espaciais resultantes. As alterações são indicadas por setas. Adaptado de FAHRIG (2003).	25
Figura 9 Modelo Digital do Terreno para o território da Aboboreira. Fonte: CAOP11, PROF-T e cartas altimétricas de Amarante, Baião e Marco de Canaveses.....	31
Figura 10 Distribuição das classes hipsométricas (ha e %) para a Aboboreira. Fonte: elaboração própria com base no modelo digital do terreno (MDT).	32
Figura 11 Distribuição das exposições solares – octantes - (ha e %) no território de estudo. Fonte: elaboração própria com base no MDT.	32
Figura 12 Distribuição das exposições solares – quadrantes - (ha e %) no território de estudo. Fonte: elaboração própria com base no MDT.....	32
Figura 13 Mapas de a) declive de vertentes e b) sombreamento de vertentes para a Aboboreira. Fonte: PROF-T e modelo digital do terreno (MDT).	33
Figura 14 Mapas do nível II da carta de usos do solo de a) 1990 e b) 2007. Mapas resultantes da comparação entre os COS'90 e COS'07 para os índices c) <i>Kappa</i> e d) <i>Fuzzy Kappa</i> . Fonte: PROF-T, COS1990 e COS2007.....	36
Figura 15 Mapas comparativos por categoria, a) Tecido urbano, b) Culturas temporárias, c) Áreas agrícolas heterogéneas, d) Florestas, e) Florestas abertas e vegetação arbustiva e herbácea e F) Áreas descobertas e com pouca vegetação. Fonte: PROF-T, COS1990 e COS2007.	38
Figura 16 Gráfico com a representação gráfica da distribuição do valor de <i>Kappa</i> , <i>KLoc</i> , <i>KHisto</i> e <i>Fuzzy Kappa</i> por classes de uso do solo. Fonte: COS alteração 1990/2007 - IGOE.	40
Figura 17 Índice de a) Moran's I e b) Lee-Sallee para os mapas de uso do solo de 1990 e 2007 nível I. Fonte: PROF-T, COS1990 e COS2007.	40

Figura 18 Zonamento regional a) Distribuição média dos usos do solo b) Zonamento dos usos do solo. Fonte: PROF-T e COS90.....	42
Figura 19 Mapas da a) Área de estudo – Aboboreira e b) Zonamento carvalhais. Fonte: CAOP, PROF-T, MDT e COS90.	43
Figura 20 Métricas de área, densidade e tamanho a) NumP; b) MPS; c) MedPS; d) PSCoV; e) PSSD e f) CA. Fonte: PROF-T e COS90.....	44
Figura 21 Métricas de forma a) MSI; b); AWMSI c) MPAR; d) MPFD e f) AWMPFD. Fonte: PROF-T e COS90..	46
Figura 22 Mapa de localização das florestas para os anos de a) 1990 e b) 2007. Fonte: PROF-T, COS1990 e COS2007.	50
Figura 23 Localização das áreas de estudo (ABO). 1 (Pardinhas – ABO1), 2 (Carvalho de Rei – ABO2), 3 (Carneiro – ABO3), 4 (Queimadas – ABO4), 5 (Loivos do Monte – ABO5), 6 (Rua do Pinhal – ABO6), 7 (Carvalho de Rei – ABO7), 8 (Ovil – ABO8), 9 (Noveleiras – ABO9), 10 (Aldeias – ABO10), 11 (Telões – ABO11) e 12 (Loivos do Monte-Cruzeiro – ABO12). Fonte: CAOP11, PROF-T e MDT.	54
Figura 24 Mapa dos locais caracterizados por resultado das métricas em estudo. Mapa a) PERIM; b) GYRATE; c) PARA; d) SHAPE; e) FRAC; e f) CIRCLE. Fonte: Cos90.....	58
Figura 25 Mapa dos locais caracterizados por resultado das métricas em estudo. Mapa a) CONTIG; b) CORE; c) NCORE; e d) CAI. Fonte: COS90.....	59
Figura 26 Dendrograma de similaridade entre locais. ABO1 (Pardinhas), ABO2 (Carvalho de Rei), ABO3 (Carneiro), ABO4 (Queimadas), ABO5 (Loivos do Monte), ABO6 (Rua do Pinhal), ABO7 (Carvalho de Rei), ABO8 (Ovil), ABO9 (Noveleiras), ABO10 (Aldeias), ABO11 (Telões) e ABO12 (Loivos do Monte-Cruzeiro).....	61
Figura 27 Correlação co-fenética dos locais. Fonte: características fisiobiogeográficas e métricas da paisagem	62
Figura 28 a) Conectividade entre as diversas manchas de carvalho, num raio de ação de 200m b) Mapa de componentes da Aboboreira. Fonte: COS90 e PROF-T.....	63
Figura 29 Resultados da aplicação dos índices binários de conectividade para a Aboboreira. a) dNL, b) dH, c) dCCP, d) dLCP e e) dIIC. Fonte: COS90 e PROF-T.....	64
Figura 30 Resultados da aplicação dos índices de probabilidade de conectividade para a Aboboreira. a) dF, b) dAWF e c) dPC. Fonte: COS90 e PROF-T.....	66
Figura 31 Importância das a) manchas florestais e b) locais escolhidos para a conectividade florestal da Aboboreira. Fonte: COS90 e PROF-T.....	67
Figura 32 Diversidade líquénica na Aboboreira, a) <i>Lobaria amplissima</i> , b) <i>Usnea</i> s. l. e c) <i>Lobaria pulmonaria</i>	68
Figura 33 Dendrograma da distribuição das espécies pelos grupos resultantes da análise de <i>clusters</i> . Código dos nomes de espécies de acordo com o anexo 1.....	73
Figura 34 Gráfico de distribuição dos grupos por local de estudo (ABO). ABO1 (Pardinhas), ABO2 (Carvalho de Rei), ABO3 (Carneiro), ABO4 (Queimadas), ABO5 (Loivos do Monte), ABO6 (Rua do Pinhal), ABO7 (Carvalho de Rei), ABO8 (Ovil), ABO9 (Noveleiras), ABO10 (Aldeias), ABO11 (Telões) e ABO12 (Loivos do Monte-Cruzeiro).	75
Figura 35 Gráfico da relação entre a distância espacial e a dissimilaridade de espécies	80

Figura 36 Modelo Maxent para <i>Lepraria incana</i> . a) Mapa de distribuição potencial da espécie; b) Gráfico da avaliação de jackknife (modelos sem variável a verde, com apenas a variável a azul e com todas as variáveis a vermelho); c) Curva ROC de predição (a vermelho curva de predição do modelo, a preto curva de predição aleatória). Fonte: FROF-T e COS90.....	81
Figura 37 Modelo Maxent para <i>Sticta fuliginosa</i> . a) Mapa de distribuição potencial da espécie; b) Gráfico da avaliação de jackknife (modelos sem variável a verde, com apenas a variável a azul e com todas as variáveis a vermelho); c) Curva ROC de predição (a vermelho curva de predição do modelo, a preto curva de predição aleatória). Fonte: FROF-T e COS90.....	83
Figura 38 Modelo Maxent para <i>Hypogymnia tubulosa</i> . a) Mapa de distribuição potencial da espécie; b) Gráfico da avaliação de jackknife (modelos sem variável a verde, com apenas a variável a azul e com todas as variáveis a vermelho); c) Curva ROC de predição (a vermelho curva de predição do modelo, a preto curva de predição aleatória). Fonte: FROF-T e COS90.....	84
Figura 39 Modelo Maxent para <i>Collema fasciculare</i> . a) Mapa de distribuição potencial da espécie; b) Gráfico da avaliação de jackknife (modelos sem variável a verde, com apenas a variável a azul e com todas as variáveis a vermelho); c) Curva ROC de predição (a vermelho curva de predição do modelo, a preto curva de predição aleatória). Fonte: FROF-T e COS90.	85
Figura 40 Modelo Maxent para “ <i>Dendroscopula umhausense</i> ”. a) Mapa de distribuição potencial da espécie; b) Gráfico da avaliação de jackknife (modelos sem variável a verde, com apenas a variável a azul e com todas as variáveis a vermelho); c) Curva ROC de predição (a vermelho curva de predição do modelo, a preto curva de predição aleatória). Fonte: FROF-T e COS90.....	86
Figura 41 Modelo Maxent para <i>Parmelia sulcata</i> . a) Mapa de distribuição potencial da espécie; b) Gráfico da avaliação de jackknife (modelos sem variável a verde, com apenas a variável a azul e com todas as variáveis a vermelho); c) Curva ROC de predição (a vermelho curva de predição do modelo, a preto curva de predição aleatória). Fonte: FROF-T e COS90.....	87
Figura 42 Modelo Maxent para <i>Pertusaria hemisphaerica</i> . a) Mapa de distribuição potencial da espécie; b) Gráfico da avaliação de jackknife (modelos sem variável a verde, com apenas a variável a azul e com todas as variáveis a vermelho); c) Curva ROC de predição (a vermelho curva de predição do modelo, a preto curva de predição aleatória). Fonte: FROF-T e COS90.....	88
Figura 43 Modelo Maxent para <i>Nephroma laevigatum</i> . a) Mapa de distribuição potencial da espécie; b) Gráfico da avaliação de jackknife (modelos sem variável a verde, com apenas a variável a azul e com todas as variáveis a vermelho); c) Curva ROC de predição (a vermelho curva de predição do modelo, a preto curva de predição aleatória). Fonte: FROF-T e COS90.....	89
Figura 44 Modelo Maxent para <i>Ramalina farinacea</i> a) Mapa de distribuição potencial da espécie; b) Gráfico da avaliação de jackknife (modelos sem variável a verde, com apenas a variável a azul e com todas as variáveis a vermelho); c) Curva ROC de predição (a vermelho curva de predição do modelo, a preto curva de predição aleatória). Fonte: FROF-T e COS90.....	90

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 Caracterização do sistema de coordenadas ETRS89 (retirado de IGOE 2010).	6
Tabela 2 Lista das características vegetativas, reprodutivas e ecológicas das espécies liquénicas estudadas.	9
Tabela 3 Critérios utilizados na seleção dos métodos de ordenação tendo por base os resultados do DCA (adaptado de ter Braak e Smilauer, 2002).	16
Tabela 4 Distribuição da divisão administrativa para a parte portuguesa, de acordo com a nomenclatura de unidades territoriais de 2º e 3º nível (NUT II e III).	29
Tabela 5 Ocupação do solo na sub-região da Aboboreira. (Retirado do PROF-T, 2007).	34
Tabela 6 Tabela de alterações do uso do solo por classes. Fonte COS1990 e COS2007.	37
Tabela 7 Resultados do valor de <i>Kappa</i> , <i>KLoc</i> , <i>KHisto</i> e <i>Fuzzy Kappa</i> por classes de uso do solo.	39
Tabela 8 Resultados do método estatístico de Moran's I.	41
Tabela 9 Resultados da análise das métricas da paisagem para os anos de 1990 e 2007. Fonte: COS90 e COS07.	47
Tabela 10 Resumo das alterações das métricas da paisagem ocorridas entre 1990 e 2007. (-) Diminuição, (+) aumento e (0) sem alteração. Fonte: COS90 e COS07.	49
Tabela 11 Resultados da análise das métricas da paisagem das áreas florestais para os anos de 1990 e 2007. Fonte: COS90 e COS07.	50
Tabela 12 Resumo das alterações das métricas de classe ocorridas entre 1990 e 2007. (-) Diminuição, (+) aumento e (0) sem alteração. Fonte: COS90 e COS07.	53
Tabela 13 Características fisiobiogeográficas por local de estudo. ABO1 (Pardinhas), ABO2 (Carvalho de Rei), ABO3 (Carneiro), ABO4 (Queimadas), ABO5 (Loivos do Monte), ABO6 (Rua do Pinhal), ABO7 (Carvalho de Rei), ABO8 (Ovil), ABO9 (Noveleiras), ABO10 (Aldeias), ABO11 (Telões) e ABO12 (Loivos do Monte-Cruzeiro).	55
Tabela 14 Matriz de similaridade entre locais considerando as características fisiobiogeográficas. ABO1 (Pardinhas), ABO2 (Carvalho de Rei), ABO3 (Carneiro), ABO4 (Queimadas), ABO5 (Loivos do Monte), ABO6 (Rua do Pinhal), ABO7 (Carvalho de Rei), ABO8 (Ovil), ABO9 (Noveleiras), ABO10 (Aldeias), ABO11 (Telões) e ABO12 (Loivos do Monte-Cruzeiro).	56
Tabela 15 Tabela ordenada por grupos de similaridade dos locais em relação às suas características fisiobiogeográficas. ABO1 (Pardinhas), ABO2 (Carvalho de Rei), ABO3 (Carneiro), ABO4 (Queimadas), ABO5 (Loivos do Monte), ABO6 (Rua do Pinhal), ABO7 (Carvalho de Rei), ABO8 (Ovil), ABO9 (Noveleiras), ABO10 (Aldeias), ABO11 (Telões) e ABO12 (Loivos do Monte-Cruzeiro).	56
Tabela 16 Resultados da análise das métricas da paisagem por local de estudo. ABO1 (Pardinhas), ABO2 (Carvalho de Rei), ABO3 (Carneiro), ABO4 (Queimadas), ABO5 (Loivos do Monte), ABO6 (Rua do Pinhal), ABO7 (Carvalho de Rei), ABO8 (Ovil), ABO9 (Noveleiras), ABO10 (Aldeias), ABO11 (Telões) e ABO12 (Loivos do Monte-Cruzeiro).	57
Tabela 17 Matriz de similaridade entre locais considerando os resultados da análise quantitativa. ABO1 (Pardinhas), ABO2 (Carvalho de Rei), ABO3 (Carneiro), ABO4 (Queimadas), ABO5 (Loivos do Monte), ABO6 (Rua do Pinhal),	

ABO7 (Carvalho de Rei), ABO8 (Ovil), ABO9 (Noveleiras), ABO10 (Aldeias), ABO11 (Telões) e ABO12 (Loivos do Monte-Cruzeiro).	60
Tabela 18 Tabela ordenada por grupos de similaridade dos locais em relação aos resultados da análise quantitativa. ABO1 (Pardinhas), ABO2 (Carvalho de Rei), ABO3 (Carneiro), ABO4 (Queimadas), ABO5 (Loivos do Monte), ABO6 (Rua do Pinhal), ABO7 (Carvalho de Rei), ABO8 (Ovil), ABO9 (Noveleiras), ABO10 (Aldeias), ABO11 (Telões) e ABO12 (Loivos do Monte-Cruzeiro).	61
Tabela 19 Distribuição por local (ABO) dos taxa raros. ABO1 (Pardinhas), ABO2 (Carvalho de Rei), ABO3 (Carneiro), ABO4 (Queimadas), ABO5 (Loivos do Monte), ABO6 (Rua do Pinhal), ABO7 (Carvalho de Rei), ABO8 (Ovil), ABO9 (Noveleiras), ABO10 (Aldeias), ABO11 (Telões) e ABO12 (Loivos do Monte-Cruzeiro).....	69
Tabela 20 Distribuição por local (ABO) dos taxa líquenicos em relação às suas características vegetativas e reprodutivas. ABO1 (Pardinhas), ABO2 (Carvalho de Rei), ABO3 (Carneiro), ABO4 (Queimadas), ABO5 (Loivos do Monte), ABO6 (Rua do Pinhal), ABO7 (Carvalho de Rei), ABO8 (Ovil), ABO9 (Noveleiras), ABO10 (Aldeias), ABO11 (Telões) e ABO12 (Loivos do Monte-Cruzeiro).	69
Tabela 21 Índices de diversidade por local de estudo. ABO1 (Pardinhas), ABO2 (Carvalho de Rei), ABO3 (Carneiro), ABO4 (Queimadas), ABO5 (Loivos do Monte), ABO6 (Rua do Pinhal), ABO7 (Carvalho de Rei), ABO8 (Ovil), ABO9 (Noveleiras), ABO10 (Aldeias), ABO11 (Telões) e ABO12 (Loivos do Monte-Cruzeiro), N (número total de espécies).....	70
Tabela 22 Resultados da frequência (F), índice de qualidade (IC) e índice de diversidade de líquenes epifíticos (IDLE) para os locais estudados. ABO1 (Pardinhas), ABO2 (Carvalho de Rei), ABO3 (Carneiro), ABO4 (Queimadas), ABO5 (Loivos do Monte), ABO6 (Rua do Pinhal), ABO7 (Carvalho de Rei), ABO8 (Ovil), ABO9 (Noveleiras), ABO10 (Aldeias), ABO11 (Telões) e ABO12 (Loivos do Monte-Cruzeiro).....	71
Tabela 23 Valor de significância resultante da comparação entre locais pelo teste de Mann-Witney U. ABO1 (Pardinhas), ABO2 (Carvalho de Rei), ABO3 (Carneiro), ABO4 (Queimadas), ABO5 (Loivos do Monte), ABO6 (Rua do Pinhal), ABO7 (Carvalho de Rei), ABO8 (Ovil), ABO9 (Noveleiras), ABO10 (Aldeias), ABO11 (Telões) e ABO12 (Loivos do Monte-Cruzeiro).	72
Tabela 24 Resultados dos grupos obtidos na análise de <i>clusters</i> por classes.	73
Tabela 25 Resultados da análise por PCA. Valor próprio e percentagem acumulada de variação explicada.	76
Tabela 26 Matriz de correlação de Spearman para as métricas da paisagem.	76
Tabela 27 Co-senos quadrados dos locais. ABO1 (Pardinhas), ABO2 (Carvalho de Rei), ABO3 (Carneiro), ABO4 (Queimadas), ABO5 (Loivos do Monte), ABO6 (Rua do Pinhal), ABO7 (Carvalho de Rei), ABO8 (Ovil), ABO9 (Noveleiras), ABO10 (Aldeias), ABO11 (Telões) e ABO12 (Loivos do Monte-Cruzeiro).....	77

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1 Lista de espécies líquénicas amostradas na Aboboreira	i
Anexo 2 Indicadores de paisagem utilizados pelo <i>software</i> Fragstats	iv
Anexo 3 Indicadores de paisagem utilizados pela extensão Patch Analyst	ix
Anexo 4 Indicadores de paisagem utilizados pelo programa Conefor Sensinoide.....	x
Anexo 5 Índices de diversidade de espécies utilizados pelo programa dives	xi
Anexo 6 Matriz de transição de usos do solo na Aboboreira	xii
Anexo 7 Modelos de otimização e contribuição das variáveis para o modelo final produzido por Maxent para cada uma das espécies em estudo	xiii

1. INTRODUÇÃO

1.1 MOTIVAÇÃO E JUSTIFICAÇÃO DO TEMA

Este estudo foi efetuado no seguimento da dissertação de Mestrado em Biologia, pela Faculdade de Ciências do Porto, subordinada ao tema “Epiphytic lichens as surrogates for biodiversity and ecosystem resilience in native oakwoods of the Baixo Tâmega region (Northern Portugal)” (C. Cruz, 2009).

Os principais objetivos da dissertação eram determinar a diversidade dos líquenes epífitos em carvalhais da Serra da Aboboreira e Castelo, examinar o impacto que o fogo teve sobre os líquenes epífitos e os padrões de recuperação da comunidade epifítica, e avaliar o uso potencial de espécies ou grupos liquénicos selecionados como indicadores de biodiversidade, num cenário pós-fogo (C. Cruz, 2009). Os resultados então obtidos demonstraram uma forte correlação entre a presença de determinadas espécies liquénicas e os diferentes estádios de recuperação pós-fogo, contudo algumas questões relacionadas com a distribuição espacial dos líquenes epífitos ficaram por resolver já que esta depende de um conjunto bastante alargado de variáveis (geográficas, biológicas, estrutura da paisagem, entre outras) Este estudo vem assim tentar responder às questões deixadas em aberto no trabalho anterior.

1.2 ENQUADRAMENTO DO TEMA E ÁREA DE ESTUDO

A extinção de espécies é uma realidade inquestionável, é estimada uma extinção de cerca de 50% de todas as espécies nos próximos 50 anos (Koh et al., 2004). A situação é particularmente preocupante para as espécies liquénicas. Os líquenes epífitos (organismos que utilizam plantas como suporte para crescer) são especialmente sensíveis ao impacto humano nos ecossistemas florestais (Nascimbene, Marini, & Nimis, 2007) pois são espécies poiquilohídricas (organismos aos quais faltam estruturas semelhantes à cutícula e aos estomas para regular as trocas gasosas) e por conseguinte sensíveis ao aumento da intensidade luminosa (Gauslaa, 1995).

A gestão e a fragmentação florestal podem alterar as condições de humidade, temperatura e luminosidade levando a alterações e redução das comunidades liquénicas, podendo em última análise conduzir a uma extinção local de espécies (Gregorio Aragón, López, & Martínez, 2010; Nascimbene et al., 2007; Nascimbene, Marini, & Nimis, 2010). Perceber a relação entre as espécies e o seu habitat é perceber a melhor forma de as preservar.

O local escolhido para o estudo da fragmentação da paisagem sobre comunidade liquénicas foi a região homogénea da Aboboreira proposta no Plano Regional de Ordenamento Florestal do Tâmega - PROFT (PROF-T, 2007). A Aboboreira é uma área montanhosa localizada no noroeste de Portugal repartindo-se entre os Municípios de Amarante, Baião e Marco de Canaveses, atinge aproximadamente os 1000m, está orientada a NE-SO e é contornada pelos vales dos rios Ovelha, Ovil, Fornelo e Douro. Geologicamente pertence à Zona Centro-Ibérica é constituída essencialmente por granito e rochas metassedimentares (Honrado & Vieira, 2009).

O clima da Aboboreira pode ser considerado Oceânico, o que traduz a influência do Oceano Atlântico na temperatura, revelado através dos frequentes nevoeiros, das precipitações abundantes e de uma temperatura média anual de 13°C. Contudo, o Verão é relativamente seco, refletindo uma influência (sub)Mediterrânica. A vegetação florestal típica destas montanhas consiste em florestas de carvalhos dominadas por *Quercus robur* (Alves, Honrado, Alves, Vieira, & Séneca, 2007).

1.3 OBJETIVOS DO ESTUDO

A hipótese inicial deste estudo é avaliar se as características fisiobiogeográficas e a progressiva fragmentação da paisagem da Aboboreira têm consequências nos padrões de distribuição das comunidades liquénicas dos carvalhais aí presentes. Para isso foram propostos quatro grandes objetivos: (1) caracterizar a paisagem da Aboboreira e determinar a sua evolução e transformação através da análise dos usos do solo, nos últimos 20 anos, (2) caracterizar os padrões de distribuição das comunidades de líquenes epífitos, (3) estabelecer relações entre diversidade e composição das comunidades liquénicas epifíticas e as diferentes características da paisagem, e (4) com base na informação recolhida criar modelos de distribuição potencial de um conjunto selecionado de espécies alvo.

O primeiro objetivo centra-se sobretudo sobre a análise da paisagem da Aboboreira, pretendendo perceber como se comporta regionalmente essa paisagem através da análise de padrões espaciais, compreender em que sentido se deram as modificações de uso e ocupação do solo, determinar se ocorreu fragmentação da paisagem e de que forma essa fragmentação afetou a conectividade entre classes de fragmentos.

O segundo objetivo visa detetar diferenças de diversidade e composição das comunidades de líquenes epífitos na área de estudo.

O terceiro objetivo consiste na avaliação dos efeitos decorrentes da fragmentação e das características da paisagem da Aboboreira sobre a diversidade e composição destas comunidades. Neste capítulo pretende-se responder às seguintes questões: Manchas com características diferentes apresentam diferente diversidade e

composição liquénica? É possível estabelecer uma relação quantitativa entre os padrões de organização da paisagem e os padrões de distribuição liquénica na área estudada?

O quarto e último objetivo têm por base a criação de mapas com a probabilidade de ocorrência de espécies de interesse para a área de estudo. Pretende-se que estes mapas com hipóteses de distribuição de espécies sirvam para identificar as áreas onde, no futuro, se deverá aplicar um esforço de amostragem maior, assim como determinar áreas prioritárias para a conservação de líquenes epífitos.

1.4 ORGANIZAÇÃO GERAL DA DISSERTAÇÃO

A prossecução dos objetivos traçados é realizada em cinco etapas. A primeira etapa corresponde ao presente capítulo, este de carácter introdutório no qual se apresenta o tema, a área e os objetivos do trabalho. Neste capítulo é ainda descrita a abordagem metodológica, onde são debatidas as diversas opções que presidiram à elaboração dos mapas temáticos, à amostragem da biodiversidade liquénica, à análise do padrão espacial dos habitats e à análise numérica dos resultados.

Na segunda parte são definidos os conceitos essenciais, de modo a enquadrar o leitor na temática abordada. A revisão bibliográfica centra-se na ecologia dos líquenes epífitos, na ecologia da paisagem, discute-se a sua importância e ameaças a que têm vindo a ser sujeitos. Esta parte aborda ainda os modelos preditivos de distribuição de espécies.

O terceiro capítulo diz respeito à caracterização da área de estudo, onde se inclui a informação mais importante acerca da fisiografia, clima, usos predominantes do solo e biogeografia da área estudada.

O quarto capítulo encerra os principais resultados da dissertação, analisando-se e discutindo-se os resultados obtidos a quatro grandes níveis: a) a estrutura e evolução da paisagem; b) o estudo dos padrões espaciais da diversidade liquénica; c) a relação entre a estrutura da paisagem e os padrões espaciais das comunidades liquénicas; e d) os mapas de hipóteses de distribuição de espécies.

No quinto e último capítulo elabora-se uma síntese dos principais resultados, tentando-se responder aos objetivos identificados e apresentaram-se as principais conclusões. No final tecem-se algumas considerações relativas às implicações científicas deste trabalho assim como se apresentam propostas de trabalhos futuros.

1.5 DESCRIÇÃO METODOLÓGICA

1.5.1 Bases cartográficas e fontes de informação

A delimitação da área de estudo fez-se com base no Plano Regional de Ordenamento Florestal do Tâmega (Diário da República, 1.^a série — N.º 70 — 10 de Abril de 2007). A organização dos espaços florestais e respectiva classificação da Região do Tâmega foi feita ao nível de sub-regiões homogéneas, que correspondiam a unidades territoriais com elevado grau de homogeneidade relativamente ao perfil de funções dos espaços florestais e às suas características (PROF-T, 2007). Foram delimitadas nesta região 10 sub-regiões homogéneas, entre as quais a Aboboreira (figura 1).

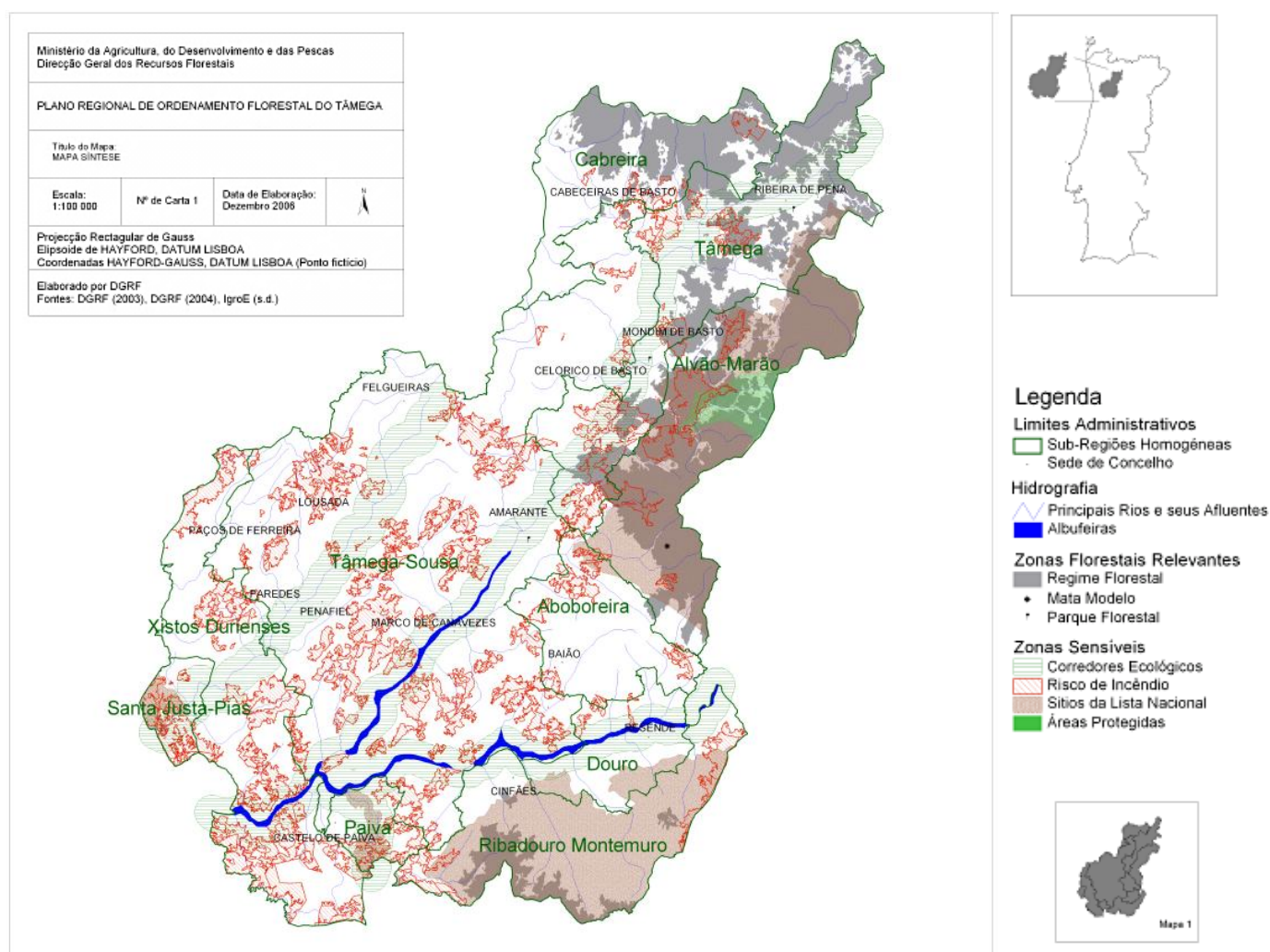


Figura 1 Mapa síntese. Modificado do PROF-T (2007).

Os limites Administrativos Oficiais (limites de País, limites de Distrito, limites de Município e limites de Freguesia) foram definidos através da Carta Administrativa Oficial de Portugal de 2011 (CAOP11), uma produção do Instituto Geográfico Português¹.

Usaram-se cartas militares de Portugal da Série M888. Esta Série Cartográfica constitui a principal produção do IGeoE e é a única cobertura completa do território continental na escala 1/25 000, compreende um total de 632 folhas. As cartas militares utilizadas foram as 113 - Amarante (IGeoE, 1997a), 124 - Marco de Canaveses (IGeoE, 1997b), 125 – Baião (IGeoE, 1998a), 126 - Peso da Régua (IGeoE, 1998b).

A elaboração do modelo digital do terreno requereu a utilização de cartografia digital altimétrica da área de estudo, esta cartografia foi gentilmente cedida pelas Câmaras Municipais de Amarante, Baião e Marco de Canaveses através da MAPoteca da Faculdade de Letras da Universidade do Porto.

Para a escolha dos locais foi utilizada cartografia nacional de áreas ardidas em formato *shapefile* de 1990-1999 e 2000-2009. Esta cartografia é produzida e divulgada pela Autoridade Florestal Nacional (AFN), em conformidade com o disposto no n.º 5 do art.º 2.º do Decreto-Lei n.º 124/2006, de 28 de Junho, na redação dada pelo Decreto-Lei n.º 17/2009, de 14 de Janeiro.

No estudo das métricas e evolução da paisagem foram utilizadas Cartas de Ocupação do Solo (COS) de Portugal Continental com diferentes anos (1990 e 2007). A COS é uma cartografia de polígonos em formato *shapefile*. A COS'90 foi produzida pelo Centro Nacional de Informação Geográfica (CNIG), atualmente integrado no Instituto Geográfico Português (IGP), em conjunto com a Associação das Empresas Produtoras de Pasta de Celulose (ACEL), atual Associação da Indústria Papeleira (CELPA) (IGOE, 2010). A COS'2007 é da responsabilidade do Instituto Geográfico Português (IGP) e das várias instituições que têm assento no CACTOS (Comité de Acompanhamento para Cartografia Temática de Ocupação do Solo) (IGOE, 2010).

Esses mapas foram delimitados para a área de estudo, convertidos em formato *raster* com *pixel* de 20m. Para a definição do tamanho do *pixel* teve-se em consideração que este nunca deve ser superior à área da menor parcela cartografada (McGarigal & Marks, 1995). Posteriormente, os dados em formato *raster* foram transformados em formato ASCII, de forma a poderem ser aceites pelos programas FRAGSTATS e Map Comparasion Kit 3.2 (MCK 3.2). Cada *pixel* está classificado segundo as classes definidas pela COS'07, que se encontram normalizadas com nomenclaturas internacionais, respeitando assim a diretiva europeia INSPIRE – Infrastructure for Spatial Information in the European Community (The European Parliament, 2007).

¹ Disponível gratuitamente em <http://www.igeo.pt/produtos/cadastro/caop/versao2011.htm>

Toda a cartografia produzida encontra-se no sistema de referência European Terrestrial Reference System 1989 (ETRS89), tabela 1.

Tabela 1 Caracterização do sistema de coordenadas ETRS89 (retirado de IGOE 2010).

Sistema de georreferência	ETRS89/PT-TM06
Elipsoide	GRS80
Projeção	Transversa de Mercator
Origem das coordenadas retangulares – Latitude	39° 40' 05'', 73 N
Origem das coordenadas retangulares – Longitude	08° 07' 59'', 19 W
Falsa origem das coordenadas retangulares	$\Delta X = 0$ m; $\Delta Y = 0$ m
Fator de escala no meridiano central	K = 1

1.5.2 Seleção dos locais de amostragem

A seleção dos locais de amostragem foi feita com base na Carta de Ocupação do Solo de 1990, desta foram seleccionados todos os povoamentos puros de carvalho e as florestas mistas com predomínio de carvalho sobre caducifólias ou resinosas. Às manchas de carvalhal assim resultantes foram sobrepostas as cartas de áreas ardidas entre 1990 e 2009 e retiradas as manchas não ardidas de modo a eliminar o máximo de fatores de perturbação externos.



Figura 2 Fotografias de alguns dos locais amostrados (ABO), a) ABO1 (Pardinhas), b) ABO2 (Carvalho de Rei), c) ABO3 (Carneiro), d) ABO5 (Loivos do Monte), e) ABO7 (Carvalho de Rei) e f) ABO9 (Noveleiras). (Fotografias cedidas por Cristiana Vieira, CIBIO).

Das manchas consequentes foram selecionadas aquelas que reuniam diferenças substanciais de área, tamanho, forma, orientação e inclinação de vertentes. No total foram prospectados 12 locais de amostragem a que correspondem 12 manchas de carvalhal. A essas manchas foram retiradas as coordenadas geográficas que mais tarde foram introduzidas no GPS para a sua localização no terreno. Todos os carvalhais foram validados no local e posteriormente amostrados (figura 2).

Para cada local foi registada a localização, altitude, inclinação do terreno, orientação, percentagem de cobertura, espécie de árvore dominante e diâmetro médio à altura do peito (*diameter breast height*) das árvores presentes.

1.5.3 Determinação taxonómica dos espécimes de líquenes

1.5.3.1 Recolha e processamento dos exemplares

Em cada local de amostragem foram selecionadas 5 árvores vivas, escolhidas aleatoriamente, do interior do carvalhal, o que resultou na análise de 60 árvores. Cada tronco foi perscrutado até uma altura de 2 metros a partir de 50 cm do chão. A ocorrência de espécies em níveis mais elevados do tronco ou nos ramos não foi tida em conta, uma vez que a intenção deste trabalho não era obter uma lista completa de todas as espécies de líquenes epífitos, mas estabelecer comparações entre manchas de carvalhal. A exclusão das espécies presentes nos ramos não impede o uso dos dados obtidos como referência em futuros programas de monitorização da flora liquénica epífita da área de estudo, dado que as espécies dos ramos são usualmente negligenciadas (Dietrich, 1997).

As árvores analisadas foram de *Quercus robur* e *Quercus pyrenaica* indiscriminadamente, dado que se sabe não haver diferenças significativas entre a composição das comunidades epifíticas dos troncos destas árvores quando estas partilham o mesmo habitat (Marques, 2004). O estudo de campo foi levado a cabo em finais de Abril de 2012.

Os espécimes cuja identidade suscitou dúvidas no campo foram recolhidos para confirmação em laboratório. A colheita dos espécimes foi efetuada com auxílio de canivete. Selecionaram-se espécimes preferencialmente inteiros para posterior herborização. Os exemplares foram preservados em sacos de papel devidamente identificados e transportados para o laboratório para secagem ao ar, separação e identificação. O excesso de substrato foi cuidadosamente retirado dos espécimes coletados.

No laboratório procedeu-se à separação de todos os espécimes com base na observação das diferenças morfológicas mais evidentes.

Numa primeira fase de identificação dos géneros, recorreu-se a chaves dicotómicas de floras generalistas, designadamente a flora europeia de Clauzade e Roux (1985) e a flora do Reino Unido de Purvis *et al.* (1992). Sempre que disponíveis, consultaram-se monografias de géneros para a identificação até à espécie, nomeadamente Boqueras *et al.* (2003, 1999) para os géneros *Pertusaria* e *Ochrolechia*, Burgaz (2007) para o género *Cladonia*, Fos & Clerc (2000) para o género *Usnea* e Giralt *et al.* (2000) para o género *Buellia*. Os restantes nomes das espécies foram obtidos com base nas chaves dicotómicas da flora europeia mencionada e posteriormente atualizados de acordo com Hladun (2000-2007).

No processo de identificação recorreu-se a um estereomicroscópio para observação de inúmeras características morfológicas das quais se podem destacar a forma, cor e tamanho do talo; a presença de propágulos vegetativos e respetiva forma e distribuição no talo; a presença e tipo de rizinas; a presença de cifelas ou pseudocifelas, entre outras.

As características anatómicas do talo líquénico e respetivas estruturas reprodutoras foram observadas ao microscópio ótico com lentes objetivas até 100x, incluindo as características dos apotécios, forma, cor e tamanho dos esporos, bem como o número de esporos por asco. Todos os cortes foram executados “à mão livre”, com lâmina de barbear. Todas as medições foram efetuadas em solução aquosa com recurso a uma lente ocular micrométrica.

Para auxiliar o processo de identificação utilizaram-se os reagentes químicos habitualmente empregues em quimiotaxonomia líquénica, nomeadamente, solução de hidróxido de potássio a 10% (teste K), solução de hipoclorito de sódio ou lixívia comercial (teste C) e solução alcoólica de para-fenilenodiamina (teste P). Estes reagentes foram aplicados com o auxílio de um capilar na medula e/ou no córtex, consoante o indicado nas chaves utilizadas. Os testes medulares foram realizados mediante a remoção de uma pequena fração do córtex com uma lâmina de barbear.

A alteração de cor resultante da aplicação destes reagentes é reveladora da presença de substâncias líquénicas com importância taxonómica, e foi devidamente anotada. Todas as reações positivas foram indicadas com um sinal mais (+) seguido da indicação da cor resultante, as reações negativas foram indicadas com um sinal menos (-). Teve-se particular atenção ao facto de algumas reações só revelarem uma alteração de cor após um curto espaço de tempo pelo que se aguardou sempre alguns instantes até o registo do resultado da reação.

Os testes químicos foram realizados em partes jovens do talo e efetuados sob o estereomicroscópio com luz branca para que alterações de cor do tipo amarelo não fossem consideradas falsos negativos.

Sempre que algum espécime apresentava dificuldades de identificação recorrendo apenas a caracteres morfológicos e anatómicos, foi realizada Cromatografia em Camada Fina de acordo com a metodologia

proposta por Orange (*Orange, James, & White, 2001*) para identificação de compostos químicos de importância taxonómica. Os extratos dos espécimes a identificar foram obtidos com acetona, e colocados em placas de alumínio 20x20 cm revestidas por sílica gel. Usaram-se dois padrões, atranorina e ácido norstictico, presentes em *Platismatia glauca* e em *Pleurosticta acetabulum*, respetivamente, cujos extratos foram usados como controlo.

Foi traçada uma linha paralela à base da placa da qual distava 1 cm, nela foram colocados os extratos líquénicos com um espaçamento entre si de 1 cm recorrendo a um capilar de vidro. A colocação do extrato foi executada repetidas vezes até esgotar toda a solução. A cada amostra foi atribuído um número devidamente anotado no respetivo envelope de herbário. Uma outra linha foi traçada na placa a 2 cm do topo para assinalar o término da corrida do solvente.

Depois de colocados os extratos, as placas foram inseridas em duas tinas cromatográficas com os respetivos solventes: o solvente A (tolueno/1,4-dioxano/ácido acético, 180:45:5) e o solvente C (ácido tolueno/ácido acético, 170:30). Para facilitar a ascensão do solvente C uma das placas foi previamente colocada durante 10 minutos numa tina com atmosfera saturada de ácido acético. Após a migração dos solventes, as placas foram pulverizadas com ácido sulfúrico a 10% e colocadas numa estufa durante cerca de 10 minutos a 110 °C. Depois do aquecimento, as placas revelaram um leque de manchas cujas cores e percurso na placa são características de cada composto.

Entre os espécimes sujeitos a Cromatografia em Camada Fina estiveram todos os pertencentes aos géneros *Cladonia* e *Usnea*. A interpretação dos dados da cromatografia foi elaborada com base nas tabelas propostas por Orange *et al.* (2001).

Tabela 2 Lista das características vegetativas, reprodutivas e ecológicas das espécies líquénicas estudadas.

Caraterísticas	Descrição
Caraterísticas vegetativas	
1. Forma de crescimento	Quatro classes: crustáceo; foliáceo; fruticuloso-erecto; fruticuloso-pendicular
2. Fotobionte	Duas classes: cianobactérias; alga verde
Características reprodutivas	
3. Fertilidade	Duas classes: essencialmente fértil; essencialmente estéril
4. Propágulos	Duas classes: sorédios; isídios
Caraterísticas ecológicas	
5. Hidrofilia	Seis classes: extremamente hidrófilo; muito hidrófilo; ligeiramente hidrófilo; meso-hidrófilo; ligeiramente xerófilo; muito xerófilo
6. Fotofilia	Cinco classes: muito esciófila; ligeiramente esciófila; moderadamente esciófila/fotófilo; ligeiramente fotófilo; muito fotófilo.

Os melhores espécimes foram depositados no Herbário da Universidade do Porto (PO) com informação sobre Data de Colheita, Local de Colheita (Freguesia, Concelho, Posição Geográfica), Coletor, Nome, Data de identificação e Fenologia.

Compilaram-se os dados reprodutivos, vegetativos e ecológicos para cada uma das espécies de líquenes encontradas na área de estudo (tabela 2 e anexo 1). A principal fonte de informação de dados reprodutivos e vegetativos foi Stofer (2006). As características ecológicas foram baseadas nos índices de higrofilia e fotofilia propostos por Wirth (1995). A determinação dos dados referentes à fertilidade foi baseada em conhecimento prévio sobre a flora líquénica da Aboboreira.

Os dados ecológicos, reprodutivos e vegetativos encontram-se catalogados na tabela 2 e no anexo 1.

1.5.4 Determinação das métricas e evolução da paisagem

1.5.4.1 Evolução da paisagem

A cartografia de ocupação e uso do solo foi utilizada com o objetivo de se proceder a uma análise da evolução da mesma para o território em estudo em diferentes datas (1990 e 2007). Deste modo, numa primeira fase procedeu-se à análise por data, seguida de sistematização e síntese dos valores relativos a cada classe, para posterior aplicação de matrizes de transição e de análise de sobreposição no que se refere ao estudo da evolução da ocupação e uso do solo. Esta análise foi realizada com recurso ao programa Map Comparasion Kit 3.2.2 (Visser & de Nijs, 2006). Trata-se de um *software* desenvolvido para a Netherlands Environmental Assessment Agency (NEAA), totalmente desenhado pelo Research Institute for Knowledge Systems (RIKS).

O Map Comparasion Kit centra-se sobretudo na análise de mapas categóricos. Este programa permite executar várias metodologias de comparação que diferem na abordagem matemática, neste estudo foram utilizados os métodos de comparação por categoria, de forma a obter uma análise mais detalhada da evolução por classe de uso do solo; por Kappa e por Fuzzy Kappa, principais métodos fornecidos pelo programa para comparação geral da paisagem; e os índices de Moran's e Lee-Sallee, para avaliar o agrupamento das classes de uso do solo e obter o grau de coincidência dos dois mapas

A nomenclatura do COS'07 foi revista e como tal difere da do COS'90. Para normalizar as duas legendas converteu-se a legenda de 1990 na legenda de 2007. A comparação entre mapa só foi passível de ser realizada até ao nível 2 da nomenclatura do COS pois só se encontra disponibilizada gratuitamente até este nível.

1.5.4.2 Análise das métricas da paisagem

Para análise das métricas da paisagem recorreu-se a dois programas, o FRAGSTATS 3.4 e o Patch Analyst. O Fragstats é um programa de análise de padrões espaciais para mapas categóricos (McGarigal & Marks, 1995). O tipo de paisagem a analisar é definido pelo utilizador e pode ser qualquer fenómeno espacial. O Fragstats quantifica a composição e configuração espacial das manchas no interior da paisagem. Este programa foi concebido por Kevin McGarigal e Barbara Marks da Universidade de Oregon (McGarigal & Marks, 1995). Os índices, calculados pelo FRAGSTATS 3.4, tiveram por base mapas com a mesma resolução (*pixel* de 20m) e extensão espacial (878×780 *pixels*). Considerou-se a regra da octo-vizinhança, em que são contabilizados os 8 *pixels* confinantes com cada célula observada.

Para determinar a evolução métrica da paisagem entre 1990 e 2007 utilizaram-se apenas métricas da paisagem. A avaliação do estado e evolução florestal teve por base métricas de classe e a análise dos locais em estudo foi realizada através de métricas de mancha. Apresenta-se na tabela 1 do anexo 2 sumariamente o conjunto das métricas utilizadas no presente estudo e a sua caracterização.

Para a determinação da distribuição espacial dos usos do solo e da fragmentação da paisagem utilizou-se a extensão do ArcGis Patch Analyst (Elkie, Kaukinen, & Carr, 2012) desenvolvida por Rob Rempel, Angus Carr e Phil Elkie (Elkie, Rempel, & Carr, 1999) e financiada pelo Centre for Northern Forest Ecosystem Research (CNFER). O Patch Analyst permite calcular estatística espacial tanto em ficheiros de polígonos (*shapefile*) como em ficheiros *raster* (*grid*).

Para efetuar a análise espacial o primeiro passo metodológico constituiu na criação de uma malha regular de elementos hexagonais com uma área constante igual a 50ha. Este processo possibilita delinear uma rede de amostragem homogénea ao longo da área de estudo. O hexágono auxilia a interpretação dos dados pois permite a comparação com seis hexágonos fronteiriços e minimiza a relação perímetro/área sem, no entanto, comprometer a cobertura total da paisagem (Alvarez-Alfonso, 1990). Depois de criado o novo tema intersectou-se com a carta de uso do solo de 1990 por forma a obter uma subdivisão equitativa da paisagem.

O mapa assim criado foi utilizado para determinar a distribuição espacial de usos do solo através do *Neighbourhood Mean*. Posteriormente procedeu-se à análise das métricas por unidades hexagonais, uma das funcionalidades do programa, *Analysis by Regions* (figura 3). As métricas escolhidas para análise foram as métricas de área, métricas de densidade e tamanho e as métricas de forma. As métricas utilizadas estão descritas no anexo 3.

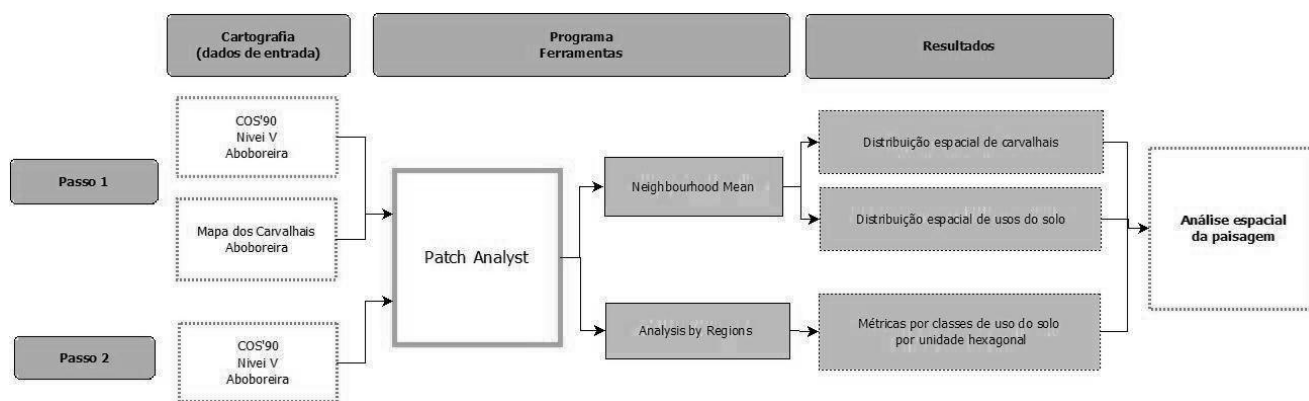


Figura 3 Metodologia utilizada na análise espacial da paisagem.

Para cada um dos elementos constantes da malha de amostragem foram ainda produzidas estatísticas zonais dos dados categóricos, foi determinado o uso do solo que ocorre com maior frequência em cada uma das células hexagonais.

1.5.4.3 Conectividade

Para determinar a conectividade funcional das manchas florestais utilizou-se o *software* Conefor Sensinoide 2.2 (CS22) concebido por Josep Torné e Santiago Saura na Universidade Politécnica de Madrid e na Universidade de Lleida, Espanha (Saura & Torné, 2009). O CS22 é um programa de simples manuseamento que permite quantificar a importância das manchas florestais para a manutenção ou melhoramento da conectividade da paisagem.

Este programa requer uma quantificação tanto estrutural – distribuição espacial das manchas, quanto funcional – capacidade de dispersão das espécies, (figura 4). Assim a informação necessária para o CS22 consiste em dois ficheiros de entrada, o ficheiro de manchas – nós, e o ficheiro de conectividade, estes ficheiros foram previamente criados no *software* Guidos, Graphical User Interface for the Description of image Objects and their Shapes (Vogt, 2012). A extensão Conefor Input do GUIDOS processa os dois ficheiros diretamente no formato requerido pelo Conefor Sensinoide. A distância calculada foi baseada no método euclidiano entre ecótonos considerando a regra da octo-vizinhança.

Quantificou-se uma dispersão liquénica média de 200m, tendo em conta a informação de estudos anteriores (Walser, 2004). O cálculo de conectividade foi feito com todas as manchas de carvalho ou com manchas em que o carvalho era a espécie dominante, foram ainda tidos em conta todos os fragmentos que se encontravam no raio de dispersão de 200m e que influenciavam as manchas em estudo. Para a conversão da distância de dispersão em probabilidade de dispersão foi definido o valor de 0.05, este assume que 200m se

aproxima do limite máximo de dispersão da maioria das espécies liquénicas em estudo. O cálculo da probabilidade de dispersão foi aplicado a todas as distâncias euclidianas entre ecótonos através de uma função exponencial negativa (Santiago Saura & Lucía Pascual-Hortal, 2007; Saura & Torné, 2009). Tanto os ficheiros de entrada como de saída são em formato ASCII ou DBF o que permite a sua fácil manipulação em diversos Sistemas de Informação Geográfica (SIG).

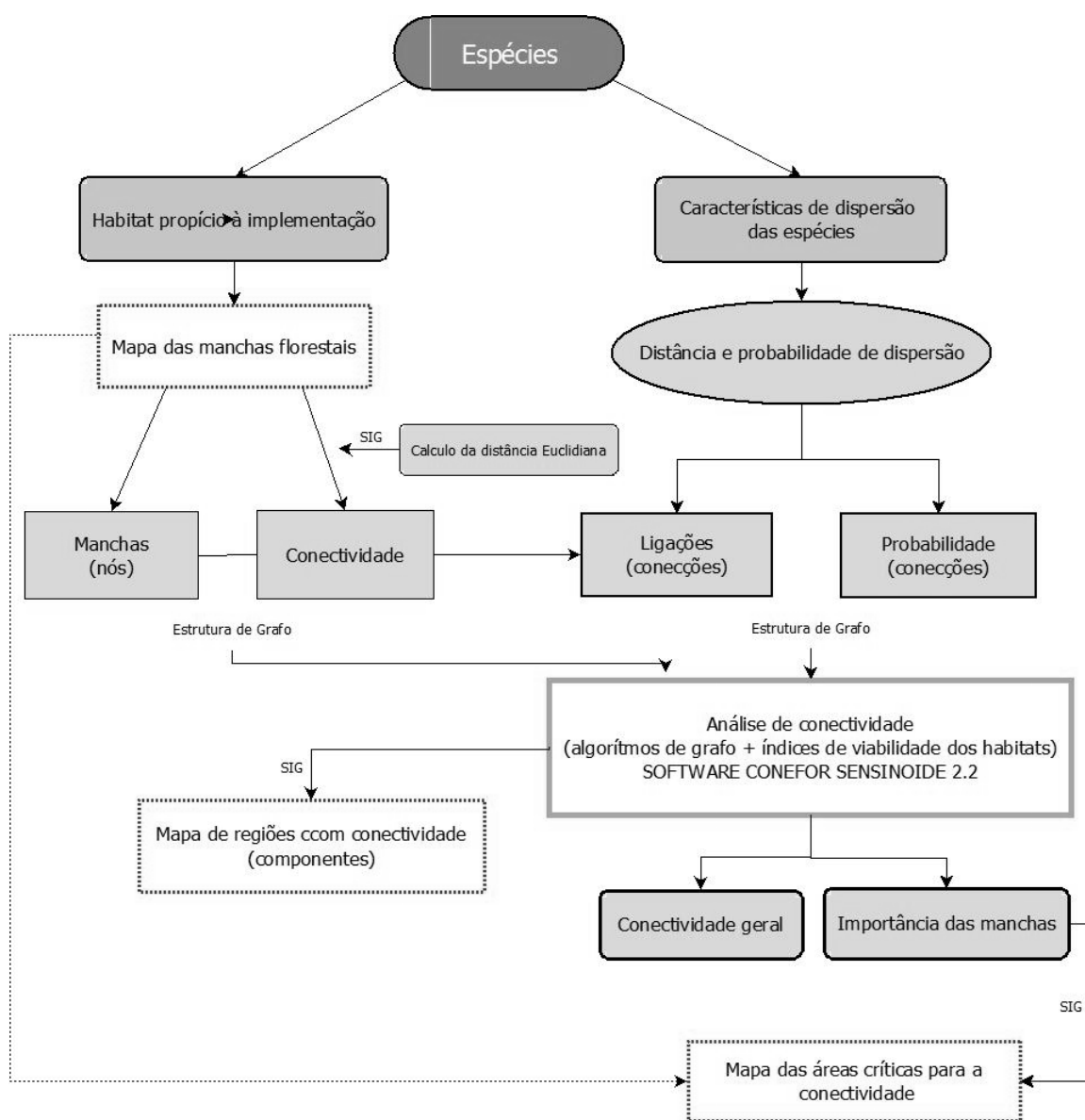


Figura 4 Metodologia da análise da conectividade da paisagem florestal através do *software* Conefor Sensinode 2.2.

Adaptado de Saura e Torné (2009).

Este *software* inclui diversos índices de conectividade, mas o que apresenta melhor performance e é recomendado pelos autores é o PC, índice de probabilidade de conectividade (Santiago Saura & Lucía Pascual-Hortal, 2007). As métricas utilizadas neste estudo estão descritas no anexo 4.

1.5.4.4 Similaridade

Para a análise de similaridade de comunidades usou-se o índice de similaridade de Pinkham e Pearson (B). Este índice (Pinkham & Pearson, 1976) foi proposto como um meio de determinar o impacto da poluição sobre as comunidades. Pinkham e Pearson mostraram que superava muitos dos anteriores que visavam o mesmo objetivo e que era mais versátil. Em 1975, foi codificado num programa DOS, BioSim (Pinkham, Pearson, Clontz, & Asaki, 1975). Barbour et al. (1992) concluiu que o índice B devia ser a métrica mais apropriada para servir como medida de similaridade de comunidades. Neste trabalho utilizou-se a versão Beta (BioSim2) do programa em Java (Reid, Chevalier, Pinkham, & Pearson) que supera os problemas apresentados na versão anterior.

1.5.5 Determinação dos padrões espaciais da biodiversidade

Os índices de Shannon, de Simpson, de Margalef, de Berger-Parker e de Equitabilidade de Hill (modificado) foram calculados através do DivEs – Diversidade de Espécies (Soft, 2009), índices descritos no anexo 5. Este *software* permite a criação, edição e cálculos dos dados referentes à diversidade de espécies estudadas e produz índices de diversidade, riqueza e dominância de espécies (Rodrigues, 2007).

A determinação qualitativa dos líquenes epífitos nas florestas de carvalhos estudadas foi baseada no Índice de Diversidade de Líquenes Epífitos (IDLE), desenvolvido por Aragón *et al.* (2008). A escolha deste índice recaiu sobre o facto de ter sido desenvolvido para bosques de quercíneas da Península Ibérica. Este índice incorpora a riqueza específica, a frequência das espécies e valores de qualidade associados aos géneros. Ele é composto por cinco categorias que variam entre a alta ($IDLE \geq 175$) e a muito baixa diversidade ($IDLE < 50$) (G. Aragón, Belinchón, & Izquierdo, 2008).

1.5.6 Tratamento estatístico

Na análise dos resultados foram usados testes paramétricos e não paramétricos, testes de correlação e análise multivariada, nomeadamente técnicas de ordenação e análise de *clusters*, executadas com recurso aos *softwares* SPSS, XLSTAT e PAST.

O SPSS (SPSS, 2010) é um *software* apropriado para a elaboração de análises estatísticas de matrizes de dados. O seu uso permite gerar relatórios tabulados, gráficos e dispersões de distribuições utilizados na realização de análises descritivas e de correlação entre variáveis (Pereira, 2002).

O PAST (Ø. Hammer, Harper, & P., 2001) é um programa de análise de dados livre e de fácil utilização, que foi inicialmente concebido para a paleontologia, mas agora é bastante popular em outros campos do saber (Ø. Hammer, 2012).

O XLSTAT é um *add-in* do Microsoft Excel que se começou a desenvolver em 1993. O XLSTAT utiliza o Excel para a incorporação dos dados e apresentação de resultados, no entanto, a computação é feita através de *software* autónomo. O uso do Excel torna o XLSTAT fácil de usar e intuitivo (Addinsoft's, 1993).

Os testes paramétricos têm um conjunto de pressupostos, nomeadamente, a homogeneidade de variâncias (a variabilidade dos dados em cada situação deve ser sensivelmente a mesma), distribuição normal e continuidade dos dados (variáveis numéricas com uma escala contínua). Os testes não paramétricos são equivalentes aos testes paramétricos, no entanto, não implicam suposições sobre normalidade de distribuição ou homogeneidade das variâncias. São ligeiramente menos poderosos, no entanto, a probabilidade de se encontrar um resultado significativo quando não existe diferença real é menor (a probabilidade de erro tipo I decresce) (Dytham, 2009). Uma vez que os testes paramétricos são mais poderosos que os não paramétricos, sempre que os requisitos se cumpram, devem ser os utilizados (Dytham, 2009; Pereira, 2002).

A normalidade das amostras foi testada através dos testes de Kolmogorov-Smirnov e Shapiro-Wilk. Não foi necessária a aplicação do teste de homogeneidade de variâncias uma vez que nenhum dos dados possuía distribuição normal tendo-se optando pelos testes não paramétricos.

Potenciais diferenças na resposta das espécies (mudanças na abundância) entre os 12 locais de estudo foram investigadas com o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis (KW). Este resultado permitiu avaliar se as diferenças entre locais quanto ao número de espécies/riqueza específica eram significativas para se proceder a análises posteriores. Para determinar os locais diferentes entre si recorreu-se a testes *Post hoc*, o teste escolhido foi o teste não paramétrico Mann-Witney U que realiza comparação entre duas amostras.

Os testes mais simples para determinar a força e a direção da relação linear entre variáveis são os testes de correlação (Pereira, 2002). Neste trabalho usou-se o teste não paramétrico de correlação de Spearman.

As técnicas de ordenação são métodos de exploração de dados multivariados e incluem a análise indireta e direta. Os métodos de ordenação indireta permitem analisar a variação dos locais com a variação de fatores ambientais (Kent & Coker, 1992). Os resultados da aplicação destes métodos permitiram a análise da

estrutura das comunidades líquénicas e da relação entre os padrões da biodiversidade e as métricas da paisagem.

Inicialmente procedeu-se à análise dos valores das métricas da paisagem por DCA (Análise de Correspondências Modificada), uma técnica de ordenação indireta que se expressa em unidades de desvio padrão (SD), e pode ser utilizada para determinar o comprimento do gradiente, dessa forma auxilia a escolha do método de ordenação mais adequado para obtenção do diagrama de ordenação (ter Braak & P., 2002). Se o comprimento de gradiente obtido é superior a 4SD, as espécies apresentam um comportamento unimodal e por conseguinte deve realizar-se uma Análise de Correspondências (CA) – análise indireta – ou Análise de Correspondências Canónicas (CCA) – análise direta. Caso o valor seja inferior a 3SD o comportamento das espécies é considerado linear e por isso será aconselhável a realização de uma Análise de Componentes Principais (PCA) – análise indireta – ou Análise de Redundâncias (RDA) – análise direta (ter Braak & P., 2002) tabela 3.

Tabela 3 Critérios utilizados na seleção dos métodos de ordenação tendo por base os resultados do DCA (adaptado de ter Braak e Smilauer, 2002).

	Análise indireta	Análise direta
Linear (<3SD)	PCA	CA
Unimodal (>4SD)	RCA	CCA

Uma vez que o valor obtido foi inferior a 3SD usaram-se os métodos de análise de componentes principais para a análise indireta e a análise de redundâncias para a análise direta.

Com o objetivo de reduzir o número de métricas da paisagem explicativas da variação da composição líquénica executou-se uma análise fatorial por componentes principais. A análise fatorial engloba um conjunto de métodos de análise quantitativa e multivariada, que a partir de um conjunto de variáveis tenta identificar um conjunto menor de variáveis hipotéticas (fatores) (Pereira, 2002). As métricas resultantes foram posteriormente utilizadas na análise de redundâncias como variáveis explicativas da distribuição líquénica.

A análise de *cluster* é uma técnica exploratória de análise multivariada, permite transformar um conjunto de variáveis em grupos homogêneos, tendo em conta as similaridades ou dissimilaridades entre elas. Nessa análise podem ser utilizados métodos hierárquicos, que utilizam uma matriz de semelhança/distâncias ou não hierárquicos, que tendo em conta um número de grupos pré-definido, processam diretamente sobre os dados originais (Dytham, 2009). Neste estudo, com o objetivo de criar grupos de espécies com distribuição

espacial semelhante, recorreu-se ao método hierárquico da análise de *clusters*, pelo método de aglomeração de Ward e como medida de dissimilaridade usou-se a distância euclidiana. Optou-se ainda pelo truncamento automático para que fossem criados grupos homogêneos.

Com o intuito de determinar se locais próximos são liquenicamente semelhantes utilizou-se o Teste de Mantel, que avalia a correlação entre duas matrizes de dissimilaridade, neste caso uma matriz de distância espacial (euclidiana) e outra de correlação específica (Spearman).

1.5.7 Modelos preditivos de distribuição de espécies

O *software* utilizado na predição de distribuição de espécies foi o Maxent, Maximum Entropy Species Distribution Modeling 3.3.3k (Phillips, Dudík, & Schapire, 2004). Este programa prediz através de algoritmos a distribuição de uma espécie, usando a probabilidade de distribuição por máxima entropia (Phillips et al., 2004). O Maxent tem mostrado bons resultados preditivos mesmo com amostras pequenas (Jiménez-Valverde et al., 2008; Sumarga, 2011).

A técnica de modelação por máxima entropia (Phillips, Anderson, & Schapire, 2006; Phillips et al., 2004) foi aplicada a cada uma das espécies centrais obtidas para cada grupo resultante da análise de *clusters*, desta forma pretende-se prever a distribuição provável das restantes espécie uma vez que estas provaram ter padrões de distribuição semelhantes. Espécies centrais com poucos dados de distribuição foram substituídas por espécies do mesmo grupo. Para modelar a distribuição das espécies, utilizaram-se variáveis as altitude, declive, exposição e sombreamento de vertentes, usaram-se ainda a área, a área do núcleo (critério fortemente correlacionado com a distribuição espacial de algumas espécies) e o uso do solo (figura 5).

Existem dois resultados principais produzidos pelo Maxent, o gráfico Jackknife e o mapa de probabilidade. O gráfico Jackknife para estimar a importância relativa de cada variável na determinação da distribuição potencial de cada espécie e o mapa de probabilidade mostra a distribuição preditiva da espécie em estudo. O programa produz também a curva ROC (*Receiver Operating Characteristic*) que descreve a precisão do modelo (Sumarga, 2011).

Depois de obtidos os primeiros resultados procedeu-se a uma otimização dos mesmos. As variáveis com menor contribuição foram sendo excluídas isoladamente e o modelo foi sendo reexecutado com as restantes variáveis. O modelo com a melhor AUC (área abaixo da curva) foi considerado o melhor modelo, no caso de dois ou mais modelos terem a mesma AUC foi selecionado aquele com menor número de variáveis.

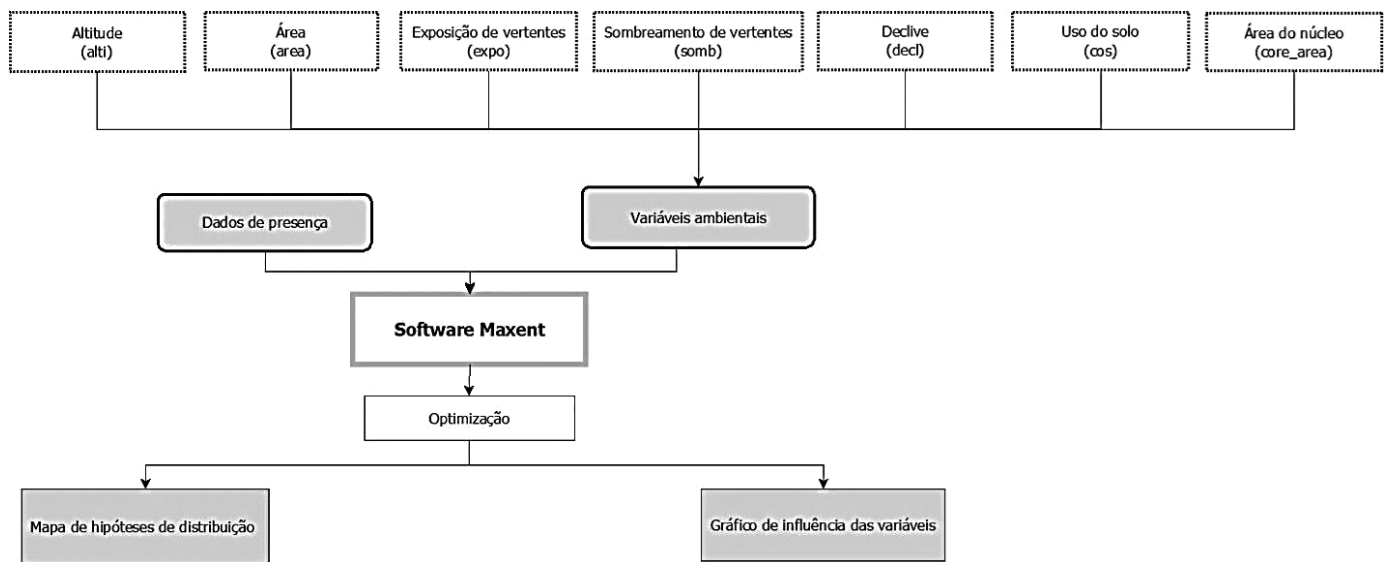


Figura 5 Diagrama de modelação utilizando o Maxent. Adaptado de Sumarga (2011).

Dado o pequeno número de amostras, todos os dados de distribuição foram incluídos na modelação, por esse motivo não foi possível validar a exatidão dos resultados com dados não modelados de ocorrências. Não podemos esquecer que a aplicabilidade destes modelos é limitada e que por isso têm de ser usados com precaução. Contudo, é preferível utilizar os modelos preditivos disponíveis, mesmo sem a possibilidade de testar os resultados preditos, a não utilizar modelos preditivos de distribuição (Miller et al. 2004 apud Jiménez-Valverde, Hortal et al. 2008).

2. ENQUADRAMENTO TEÓRICO

2.1 BREVE ABORDAGEM À ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DE LÍQUENES EPÍFITOS

Em 1982, a Associação Internacional de Liquenologia definiu os líquenes como uma “associação entre um fungo e um simbionte fotossintético de que resulta um talo estável com uma estrutura específica”. Portanto, os líquenes são organismos simbióticos contendo no mínimo dois organismos: um parceiro fúngico, o micobionte, e um ou mais parceiros fotossintéticos, atuando como fotobionte, que poderão ser algas verdes ou cianobactérias. Isto representa um enorme sucesso evolutivo e estima-se que existam aproximadamente 14.000 espécies liquénicas no Mundo (Brodo, Sharnoff, & Sharnoff, 2001).

Os líquenes são tradicionalmente divididos em três formas básicas de crescimento: crustáceos, foliáceos e fruticulosos. Os líquenes crustáceos formam crostas de tal forma presas ao substrato onde crescem que não é possível removê-los sem que se danifique a superfície. Toda a sua superfície inferior cresce sobre e entre as partículas do substrato sem intervenção de um córtex inferior. Os líquenes foliáceos parecem-se com folhas, possuem lóbulos onde facilmente se distingue uma superfície superior e uma superfície inferior. Os líquenes fruticulosos podem assemelhar-se a pequenos arbustos ou a longos filamentos (figura 6).

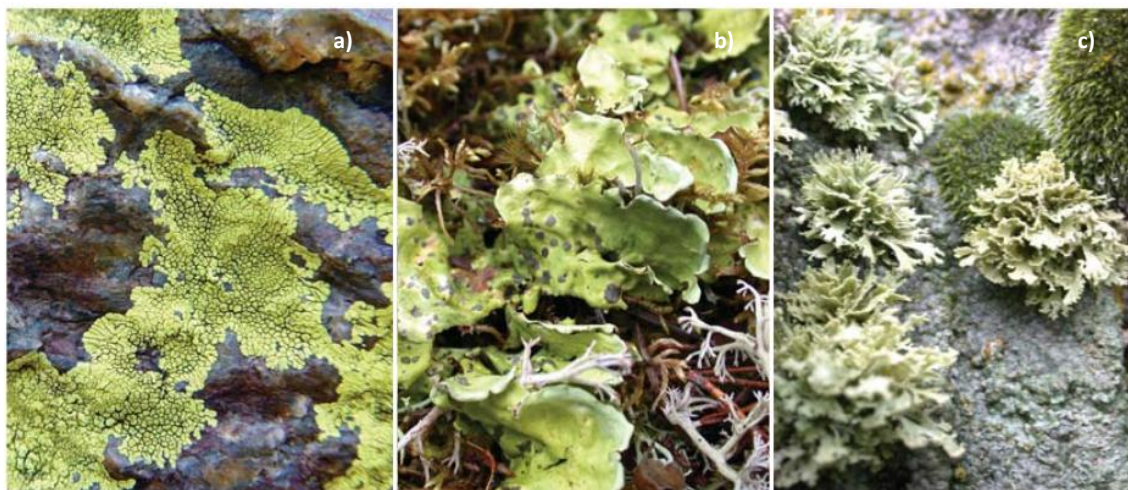


Figura 6 Forma do talo liquénico, a) líquen crustáceo, b) líquen foliáceo e c) líquen fruticuloso (Marques, 2008).

Tal como outros fungos não liquenizados, a maioria dos líquenes apresenta ciclos de reprodução sexuada e assexuada (Nash III, 2001). Na reprodução sexuada cada um dos componentes reproduz-se por si mesmo, no entanto, têm de se reencontrar para que seja possível recriar o líquen. Assim, a maior dificuldade da reprodução sexuada na liquenização é a necessidade dos propágulos do fungo encontrarem o parceiro

fotossintético apropriado de modo a restabelecer a simbiose (Nash III, 2001). Muitos líquenes aumentam as suas probabilidades de sucesso através da reprodução vegetativa (assexuada), por meio de propágulos especiais que contêm tanto o fungo como o fotobionte. Os propágulos vegetativos mais frequentes são os sorédios (agregados de células do fotobionte rodeadas por hifas do fungo) e os isídios (projeções do talo que podem ser pequenas, cilíndricas ou granulares, sendo cobertas pela mesma camada de córtex que o talo) (Brodo et al., 2001; Purvis, 2000) (figura 7).

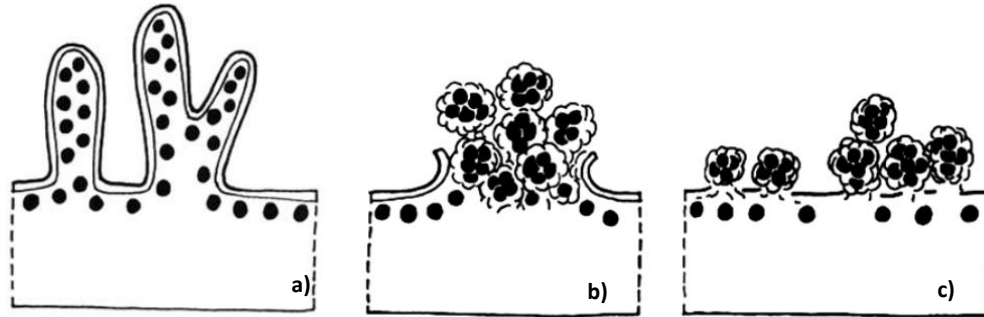


Figura 7 Propágulos vegetativos, a) isídios, b) sorédios agrupados em sorálios e c) sorédios livres. Adaptado de Purvis *et al*, (1992).

Os líquenes epífitos, ou seja aqueles que usam plantas como suporte para crescer, desempenham importantes funções nos ecossistemas florestais. Eles absorvem quantidades significativas de nutrientes provenientes das chuvas que atravessam a canóia e absorvem de forma diferencial os nutrientes que descem pelo tronco, influenciando a composição e a concentração de nutrientes no solo. Possuem a capacidade de capturar o nevoeiro e a neblina o que se revela de máxima importância na conservação da humidade em locais onde a água é escassa (Brodo et al., 2001). Atuam como reservatório de carbono através do consumo do dióxido de carbono usado na fotossíntese e como tal desempenham um importante papel no retardar do aquecimento global. Nos locais onde os líquenes cobrem o solo, previnem a erosão e conservam a humidade. Nos solos pobres em nutrientes acumulam e libertam os nutrientes requeridos para o crescimento das espécies vegetais. O azoto libertado ou fixado pelos líquenes que contêm cianobactérias é importante para o desenvolvimento florestal (Purvis, 2000). Os líquenes aumentam a complexidade estrutural, influenciam o ciclo dos nutrientes e providenciam habitat, alimento e material para a construção dos ninhos (Galloway, 1992).

As florestas são ecossistemas ricos em espécies e suportam uma grande variedade de taxa de numerosos grupos desde pássaros e artrópodes da canóia até micróbios do solo. A manutenção desta diversidade biológica representa um enorme desafio para a gestão dos ecossistemas florestais (Lindenmayer, Franklin,

& Fischer, 2006) tanto para os cientistas como para os gestores do território. Os líquenes epífitos desempenham importantes funções nos ecossistemas florestais.

Nos últimos 50 anos preocupações relativas à perda de diversidade líquénica associada à gestão e fragmentação florestal levou ao desenvolvimento de muitos estudos com objectivo de determinar os padrões e monitorizar tendências da diversidade líquénica nas florestas de todo o mundo (Gu, Kuusinen, Konttinen, & Hanski, 2001). Estes estudos têm como objetivos a monitorização da relação entre fatores como o clima (Ellis, 2007), qualidade do ar (Castello & Skert, 2005), gestão florestal (Nascimbene et al., 2007) e composição das espécies arbóreas (Coxson, 2007; Hilmo, 2001; Rogers, 2008) com a variação da diversidade líquénica, e como essa relação varia ao longo do tempo. Estudos que visam os líquenes de um tipo particular de floresta muitas vezes têm como objetivo a monitorização dos efeitos provocados pelas práticas de gestão florestal e o contexto da paisagem, incluindo diversos fatores de impacto humano indireto nos ambientes florestais (Wolf, Esseen, & P., 2000).

Atualmente, uma das linhas de pesquisa mais importante é a determinação da magnitude do impacto da fragmentação da paisagem nas espécies e na composição da comunidade líquénica (Gregorio Aragón et al., 2010).

2.1.1 Processos demográficos e características de espécie e de habitat que influenciam a dispersão e estabelecimento de líquenes epífitos

Os processos demográficos básicos dos líquenes epífitos podem ser classificados em três grandes fases: 1) dispersão dos propágulos; 2) estabelecimento do talo líquénico; e 3) crescimento e germinação do talo (R. Belinchón, Martínez, Aragón, Escudero, & De la Cruz, 2011).

Baseado neste conhecimento muitos estudos de distribuição espacial líquénica focaram-se nas fases de dispersão e estabelecimento. A dispersão líquénica pode ser limitada pela distância que é dependente da forma de reprodução, enquanto o estabelecimento é sobretudo dependente das características do habitat (Marshall, 1996).

Os líquenes sendo simbioses de dois organismos muito diferentes enfrentam problemas de manutenção de população e colonização de novos locais através de esporos sexuais uma vez que os esporos do micobionte e do fotobionte se dispersam separadamente. Em muitos ambientes é difícil para cada um dos esporos sobreviver tempo suficiente para que se encontrem e restabeleçam a simbiose (Marshall, 1996). Contudo, os líquenes também se podem reproduzir assexuadamente.

O aumento de *stress* ambiental promove a dominância da dispersão vegetativa, as comunidades primárias são normalmente compostas por líquenes com reprodução assexuada e estes precedem os líquenes

produtores de ascósporos, esporos sexuais (Walser, 2004). Existe uma correlação negativa entre o tamanho e a capacidade de dispersão do esporo (R. Belinchón et al., 2011; Hedenas, Bolyukh, & Jonsson, 2003). Muitos esporos sexuais são distintivamente mais pequenos que os esporos assexuais, sugerindo que a reprodução sexual se encontra melhor adaptada a dispersão a longa distância (Hedenas et al., 2003).

A fraca capacidade de dispersão é muitas vezes referida como a principal razão da dependência de estabilidade florestal entre os líquenes epífitos, já que fragmentos do talo transportados pelo vento dificilmente se dispersam mais de 200m (Walser, 2004).

O processo de estabelecimento liquénico depende de muitos fatores ambientais. O clima e a sua interação com a morfologia explicam a maioria das variações na composição das comunidades liquénicas, tais como a elevação, a topografia, e o clima oceânico versus o continental. A sombra, a humidade e a disponibilidade de madeira para substrato são de extrema importância quando consideradas as diferenças entre habitats florestais e não florestais (Nash III, 2001), daí muitos líquenes serem considerados bons indicadores de continuidade florestal, sobretudo espécies mais sensíveis a variações de intensidade luminosa, como é o caso das espécies da comunidade *Lobarion pulmonariae* (*Lobaria pulmonaria*, *L. scrobiculata*, *Sticta fuliginosa*, *Peltigera collina*, *Pannaria mediterranea*, entre outras) (Gauslaa, 1995). A fragmentação dos habitats e outras alterações humanas do uso do solo, tais como, a urbanização, a intensidade agrícola ou pastorícia, a gestão florestal, são cada vez mais importantes enquanto previsores dos padrões de distribuição liquénica.

Muitos líquenes possuem especificidade de substrato (Nash III, 2001), assim, a comunidade liquénica varia com a variação de substrato, incluindo o tipo de casca, rugosidade e pH do tronco (Brodo et al., 2001; Nash III, 2001). A composição das comunidades epifíticas também varia conforme as variações de luz e condições de humidade, inclinação e aspeto do tronco, sombra causada pela macrovegetação, localização na floresta, espaço entre árvores, idade do substrato arbóreo e existência de orlas e árvores mortas (R. Belinchón, Martínez, I., Escudero, A., Aragón, G., Valladares, F., 2007). A distribuição da biomassa liquénica epifítica no Mundo é heterogénea e resulta de pequenas variações nas características dos microhabitats (Wolf et al., 2000)

2.2 BREVE ABORDAGEM À ECOLOGIA DA PAISAGEM

2.2.1 Ecologia da Paisagem

A ecologia da Paisagem é um campo disciplinar emergente que propõe uma abordagem holística e de síntese ao estudo da diversidade e transformação da paisagem. De acordo com o geógrafo Bertrand, a

paisagem é um mediador entre a natureza e a sociedade baseada numa porção de espaço material que existe enquanto estrutura assim como sistema ecológico e é independente da percepção (Bertrand 1975, apud Burel e Baudry 2004). A definição proposta por Forman e Godron aproxima-se da de Bertrand. Estes autores definem paisagem como a porção de território heterogêneo composto por um conjunto de ecossistemas que interagem entre si e que se repetem de forma similar no espaço (R. Forman & M. Godron, 1986).

Assim, a ecologia da paisagem envolve o estudo de padrões da paisagem, a interação entre manchas no interior do mosaico da paisagem, e a forma como padrões e interações mudam no tempo. Considera ainda o desenvolvimento e dinâmica da heterogeneidade espacial e os seus efeitos nos processos ecológicos (Couto, 2004).

De acordo com Forman e Godron (1986) a ecologia da paisagem pode ser analisada considerando três características fundamentais e nucleares da paisagem:

Estrutura - trata-se das relações espaciais entre ecossistemas distintos ou elementos presentes; mais especificamente, a distribuição de energia, materiais e espécies, em relação a tamanhos, formas e configurações dos ecossistemas.

Função - corresponde a interações entre elementos espaciais, isto é, a transferências de energia, materiais e espécies ao longo das componentes dos ecossistemas.

Mudança - trata-se da alteração na estrutura e função do mosaico ecológico no tempo.

A estrutura da paisagem e a função da paisagem estão intimamente relacionados porque, ao longo do tempo, um influencia o outro (R. Forman & M. Godron, 1986).

A estrutura de uma paisagem é composta por três tipos de elementos, manchas, corredores e matriz. Estes elementos são a raiz cognitiva que permite a comparação entre paisagens distintas, permitindo desenvolver princípios gerais (Casimiro, 2000).

Mancha - em 1986, Forman e Godron definiram manchas como superfícies não lineares, que diferem em aparência da sua vizinhança. De um ponto de vista ecológico, as manchas representa, áreas discretas (domínio espacial) ou períodos (domínio temporal) de condições ambientais relativamente homogêneas, onde as fronteiras das manchas são distinguidas das suas vizinhas através de descontinuidades ambientais com magnitude suficiente para ser percebida pelo organismo ou fenómeno ecológico sob consideração (Wiens, 1976). As suas origens podem ser várias: perturbação, remanescentes, regeneração, recurso ambiental, introdução e alterações efémeras.

Corredores – os corredores são elementos lineares da paisagem que podem ser definidos com base na sua função e estrutura. Forman e Godron (1986) definiram corredores como “faixas estreitas de terreno que diferem da matriz em ambos os lados. Podem ser faixas isoladas, mas encontram-se usualmente ligados a uma mancha ou a algum tipo de vegetação similar.” Como resultado da sua forma ou contexto os corredores podem funcionar como: habitat, condutores ou barreiras.

Matriz – a paisagem é tipicamente composta por diversos tipos de elementos da paisagem, destes a matriz é o mais extenso e o mais conectado, tendo por isso um papel dominante no funcionamento da mesma (R. T. T. Forman & M. Godron, 1986).

O conjunto de todos os elementos, anteriormente descritos, bem como a sua função e a dinâmica entre eles constituem o mosaico, que é analisável, quantificável e descritível.

2.2.2 Fragmentação da paisagem

Em 1980, a The World Conservation Union identificou a fragmentação como uma das principais causas da diminuição da diversidade biológica.

O termo fragmentação é utilizado para descrever um estado ou um processo. Enquanto estado é usado para descrever a separação de habitats inicialmente ligados, o processo resulta numa alteração do desenho ou da disposição espacial dos habitats ao longo do tempo e compreende três componentes espaciais: a) redução no tamanho dos habitats b) aumento do número de manchas e c) aumento do seu isolamento, perda de conectividade (Hunter, 1996) (figura 8).

A perda de habitat é comum a todos os processos de fragmentação. A divisão de uma área, além de reduzir a sua dimensão altera a forma natural e o número de manchas dos habitats. Estas alterações repercutem-se no aumento da razão entre o perímetro e a área, o que leva a uma maior proporção de habitat situado perto da orla e por conseguinte exposto às alterações ecológicas que aí ocorrem (Hunter, 1996). O isolamento resulta do aumento da distância entre habitats que acabam por ficar incomunicáveis.

Diversos autores têm-se dedicado a estudar os efeitos da fragmentação nos processos ecológicos (Fahrig, 2003; Johansson, 2008; Rogers, 2008; Wiens, 1976). As principais consequências identificadas passam pela perda de espécies e por alterações na estrutura das comunidades.

A perda de espécies está fortemente relacionada com a redução do tamanho dos habitats (R. Belinchón et al., 2011). A correlação entre o número de espécies e o tamanho dos habitats assenta em três princípios: a) manchas resultantes da subdivisão de uma área representam pequenas amostras dos habitats iniciais, pelo que é pouco provável que todas as espécies estejam representadas nessas manchas; b) com a diminuição do

tamanho é comum a redução da diversidade de habitats e consequentemente do número e variedade de espécies que os ocupam; c) as áreas menores suportam populações menores, logo menor variabilidade específica (Albergaria, 2006).

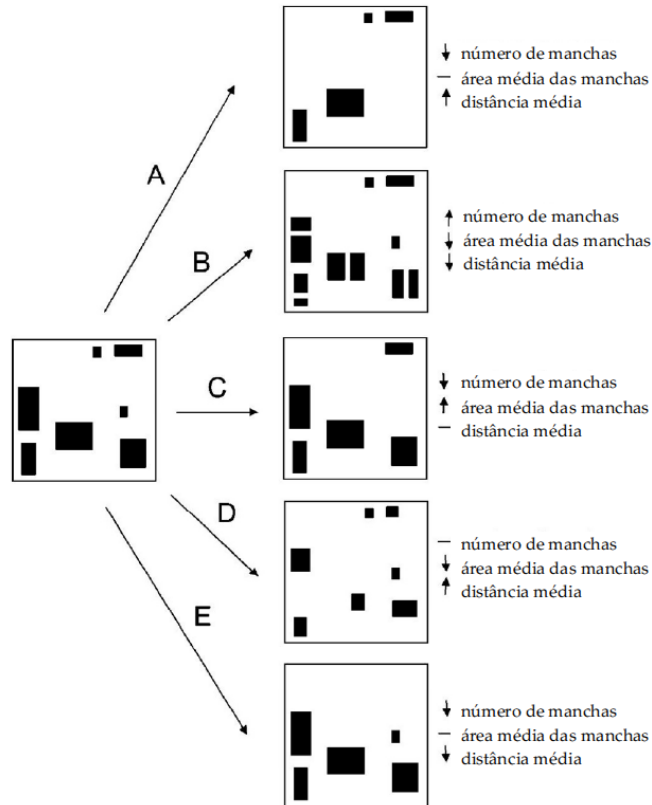


Figura 8 Diferentes formas de perda do habitat e os padrões espaciais resultantes. As alterações são indicadas por setas. Adaptado de FAHRIG (2003).

No entanto, as características biológicas das espécies, como por exemplo, os requisitos alimentares, as exigências relativas ao habitat e a tolerância a perturbações físicas, condicionam a forma como estas reagem à destruição e isolamento dos habitats e, consequentemente a sua probabilidade de extinção. A fragmentação da paisagem é um tema que requer um ainda maior número de estudos para ser melhor compreendida.

2.2.3 Conectividade

A conectividade, o inverso da fragmentação, pode ser definida como o grau pelo qual a paisagem facilita ou limita o movimento entre manchas (Taylor, Fahrig, Henein, & Merriam, 1993). Assim, a conectividade da paisagem facilita o movimento dos organismos, os intercâmbios genéticos e outros processos ecológicos críticos para a viabilidade e sobrevivência das espécies e para a conservação da biodiversidade em geral

(Santiago Saura & Lucía Pascual-Hortal, 2007). A manutenção ou restauro da conectividade da paisagem é hoje um dos aspetos centrais da ecologia e da gestão de habitats (Saura & Torné, 2009).

É consensual que a conectividade é dependente da espécie em foco e deve ser medida de uma perspetiva funcional. Isto é, não deve ser só tido em conta o arranjo espacial do habitat (conectividade estrutural) como também a capacidade de dispersão e/ou a resposta comportamental da espécie em análise à estrutura física da paisagem (conectividade funcional) (Adriaensen et al., 2003). Esta definição faz sobressair a interação entre a heterogeneidade espacial da paisagem e a resposta dos organismos a essa estrutura. Assim, a determinação da conectividade da paisagem requer uma abordagem espécie-específica uma vez que uma mesma paisagem pode ser conectada ou desconectada conforme a capacidade de dispersão de duas espécies diferentes (Bunn, Urban, & Keitt, 2000).

2.2.3.1 Análise de grafos

A teoria dos grafos utiliza um género de dados espaciais conhecido como grafo. Um grafo é um conjunto de nodos, ou vértices, que se conectam entre si (Urban & Keitt, 2001). Desde as publicações de Bunn, Urban et al. (2000) e Urban e Keitt (2001) a aplicação e desenvolvimento de índices que recorrem à teoria de grafos tem tido um aumento crescente (Santiago Saura & Lucía Pascual-Hortal, 2007; Vogt et al., 2009). Os vértices representam as unidades espaciais para as quais se considera a análise de conectividade, assim, um grafo pode representar uma paisagem com manchas que se interligam. As ligações representam a conectividade funcional entre pares de nodos, a existência de uma ligação implica fluxo ecológico entre elas. As ligações podem ser caracterizadas por uma probabilidade de dispersão (num modelo de conexão probabilístico), que é tipicamente obtido em função da distância. A distância entre vértices (manchas) pode ser obtida através da distância Euclidiana (em linha reta) ou a distância de menor custo (efetiva) que tem em consideração as preferências e capacidades de dispersão do organismo através de diferentes tipos de usos do solo (Adriaensen et al., 2003). A estrutura e algoritmos de grafos já provaram ser uma forma eficaz e poderosa de representar tanto a paisagem como a rede de inter-conetividade entre nodos (Santiago Saura & Lucía Pascual-Hortal, 2007).

2.2.4 Medições de heterogeneidade e estrutura espacial da paisagem – Métricas da paisagem

As métricas da paisagem são usadas para identificar os padrões e interações entre as manchas do mosaico da paisagem, e também identificar como mudam ao longo do tempo. Enquanto manchas individuais possuem relativamente poucas características espaciais (tamanho, perímetro, forma), grupos de manchas já

possuem um grupo mais alargado de características associativas, dependendo de o agrupamento ser feito com base numa única classe (tipo de mancha) ou resultante da junção de múltiplas classes, podendo mesmo incluir toda a paisagem (McGarigal & Marks, 1995).

As métricas da paisagem podem ser definidas em três níveis básicos de acordo com uma organização hierárquica (Couto, 2004; McGarigal & Marks, 1995):

Métricas de mancha – métricas definidas para manchas individuais e caracterizam a distribuição espacial e o contexto de cada mancha, são muitas vezes as métricas base para a computação das métricas de classe e paisagem;

Métricas de classe – estas métricas integram todas as manchas de um dado tipo de manchas (classe). Estas métricas podem ser obtidas por média simples ou média ponderada que tenha em conta a área da mancha;

Métricas de paisagem – integram todas as manchas ou classes em estudo. Como as métricas de classe, estas métricas podem ser obtidas por simples média ou média pesada ou podem refletir propriedades do padrão.

Métricas da paisagem são algoritmos que quantificam características espaciais específicas de manchas, classes de manchas ou mosaico da paisagem (Couto, 2004). Estas métricas definem-se em duas categorias: as que quantificam a composição do mapa sem referencia aos atributos espaciais, ou as que quantificam a configuração espacial do mapa, requerendo informação espacial para os seus cálculos (Gustafson, 1998).

A composição é facilmente quantificada e refere-se a características associadas à variedade e abundância de tipos de manchas no interior da paisagem. As principais medidas de composição são a proporção da paisagem em cada tipo de mancha, a riqueza, a uniformidade, o domínio e a diversidade dos tipos de manchas. A configuração espacial das propriedades do sistema é mais difícil de quantificar e tem como objetivo a descrição das características espaciais de manchas individuais ou as relações espaciais entre múltiplas manchas. Os principais aspetos da configuração são o tamanho da mancha e densidade, a complexidade da forma da mancha, isolamento/proximidade, o contraste e o contágio e difusão (Couto, 2004).

Embora a literatura esteja repleta de métricas para descrever o padrão espacial, existem, no entanto, apenas duas componentes (composição e configuração) e poucos aspetos de cada uma delas. Assim, as métricas muitas vezes medem múltiplos aspetos desse padrão e muitas destas métricas estão de facto correlacionadas entre si, porque existem poucas medidas primárias (tipo de mancha, área, orla e tipo de vizinhança) (Couto, 2004).

2.3 BREVE ABORDAGEM AOS MODELOS PREDITIVOS DE DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES

O conhecimento sobre a corologia das espécies é essencial para a definição e aplicação de medidas de gestão direcionadas à preservação da biodiversidade, não só ao nível da conservação (ex.: proteção de endemismos ou raridades) como em termos de controlo (ex.: controlo de espécies invasoras) (Figueiredo, 2007).

Os modelos preditivos de distribuição de espécies receberam uma grande atenção nas últimas duas décadas, dada a sua potencialidade para ultrapassar a falta de informação correta sobre a distribuição de espécies (Jiménez-Valverde et al., 2008). Há duas grandes razões para o aumento do uso dos modelos preditivos: a primeira é o aumento da disponibilidade de métodos estatísticos e técnicas computacionais que podem ser aplicados com apenas dados de presença de espécie, recolhidos de informações de museus/herbários e levantamentos de fauna e flora; a segunda é a elevada disponibilidade de dados ambientais (Guisan and Thuiller 2005, apud Jiménez-Valverde, Hortal et al. 2008).

Os métodos preditivos são utilizados para interpolar (formular hipóteses de distribuição dentro dos valores dos parâmetros espaciais, ambientais e/ou temporais dos dados analisados) e para extrapolar (prever a distribuição para além dos valores dos parâmetros utilizados) a distribuição observada de espécies em territórios para os quais não existe informação (Jiménez-Valverde et al 2008).

A aplicação mais geral atribuída aos testes de modelação é a quantificação e a análise da relação entre a presença de uma espécie e um conjunto de variáveis potencialmente explicativas, de forma a estimar os fatores que poderão afetar em maior escala a distribuição da espécie ou prever os efeitos das alterações futuras desses fatores na distribuição da espécie (Jiménez-Valverde and Lobo, 2006 apud Jiménez-Valverde et al 2008).

Com a utilização destes modelos pretende-se criar modelos que possam refletir a adequabilidade de habitat através da conjugação da variável dependente (correspondente à distribuição da espécie) com as variáveis independentes (fatores ambientais correspondentes às preferências e condicionantes da ecologia da espécie) (Phillips et al., 2006; Phillips et al., 2004). O resultado é um mapa preditivo da distribuição da espécie estudada para o território de interesse (Phillips et al., 2004).

Apesar das limitações, e desde que usados com cautela, os modelos preditivos são uma poderosa ferramenta de trabalho para criar hipóteses e explorar padrões de distribuição de espécies a partir de dados incompletos (Jiménez-Valverde et al., 2008).

3. CARATERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

3.1 LOCALIZAÇÃO E ENQUADRAMENTO

A Aboboreira é uma área montanhosa localizada no noroeste de Portugal, repartida pelos Municípios de Amarante, Baião e Marco de Canaveses (figura 9).

O complexo montanhoso Alvão/Marão/Aboboreira constitui uma barreira geográfica que tem influência decisiva na ecologia do local e tem sido um fator de isolamento físico para as populações (Honrado & Vieira, 2009). Daqui se depreende a existência de uma identidade cultural intrínseca ao local e à paisagem, resultante da partilha de raízes histórico-culturais e expressa na similaridade dos padrões de ocupação do território, das estratégias de divisão e apropriação do espaço agro-florestal, dos sistemas sociais e económicos e de técnicas de cultivo seculares (Honrado & Vieira, 2009).

De acordo com os critérios das nomenclaturas de unidades territoriais, o território insere-se na NUT II (Norte de Portugal) e na NUT III do Tâmega (tabela 4), correspondendo a uma área total de aproximadamente 13074ha. Em termos administrativos é constituído por 14 freguesias.

Tabela 4 Distribuição da divisão administrativa para a parte portuguesa, de acordo com a nomenclatura de unidades territoriais de 2º e 3º nível (NUT II e III).

Distrito	Concelho	Freguesia (nº)	Área (ha)	NUT II	NUT III
Porto	Amarante	6	5283.54	Norte	Tâmega
	Baião	7	7643.07		
	Marco de Canaveses	1	885.66		

Apesar da sua inserção em termos administrativos no distrito do Porto, este território distingue-se pelas suas características de transição em termos de povoamento e níveis de desenvolvimento. No entanto, as suas características naturais e culturais constituem importantes vetores de desenvolvimento e competitividade territorial, em particular no que respeita às políticas de conservação e preservação da natureza, bem como o desenvolvimento do turismo (Honrado & Vieira, 2009).

3.2 FISIOGRAFIA

A Norte da área de estudo situam-se as Terras de Basto, a Este o complexo montanhoso Alvão/Marão, que atua como uma barreira de condensação face aos ventos oceânicos carregados de humidade, e a Sul o vale encaixado do rio Douro (Honrado & Vieira, 2009). Está orientada a NE-SO e é atravessada ou próxima dos vales dos rios Ovelha, Ovil, Fornelo e Douro (figura 10).

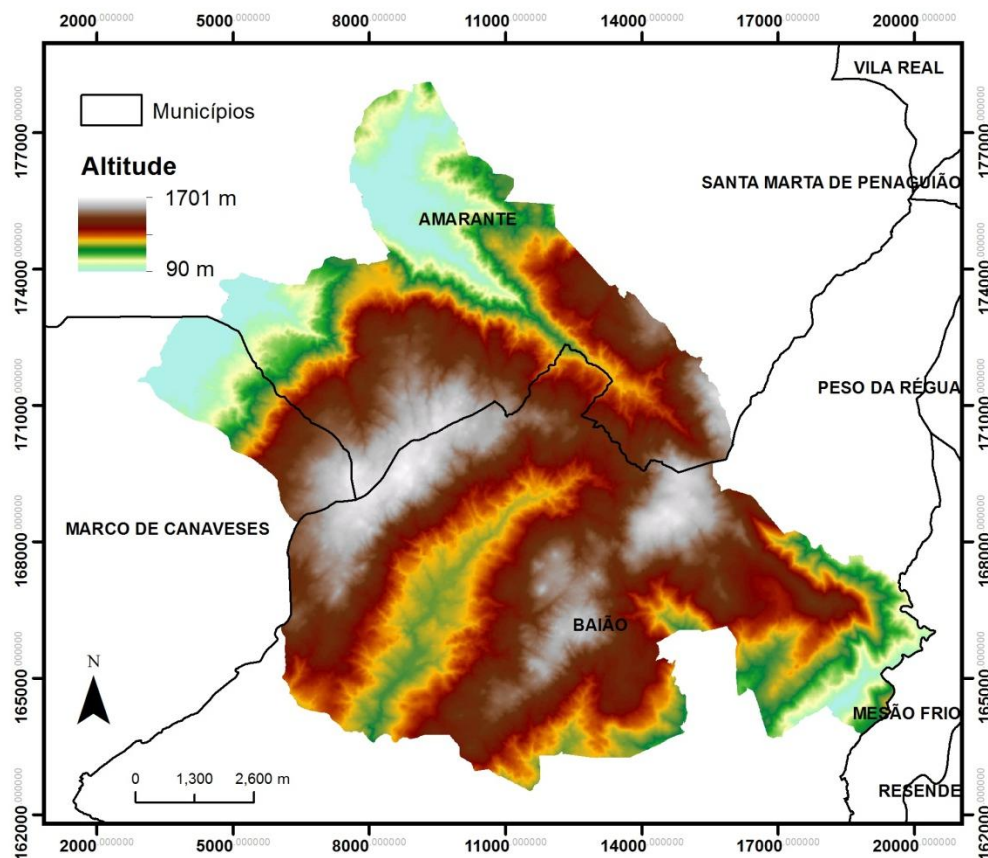


Figura 9 Modelo Digital do Terreno para o território da Aboboreira. Fonte: CAOP11, PROF-T e cartas altimétricas de Amarante, Baião e Marco de Canaveses.

Os estratos altimétricos distribuem-se desde cotas do nível Basal até ao nível Montano. Predominam as áreas de média altitude com cerca de 79,17% da área de estudo entre os 400 e os 900 m de altitude (figura 11). As elevações acima dos 900 m de altitude representam cerca de 3% e as áreas de baixa altitude representam cerca de 17% da área total (figura 11). A altitude média é próxima dos 600m.

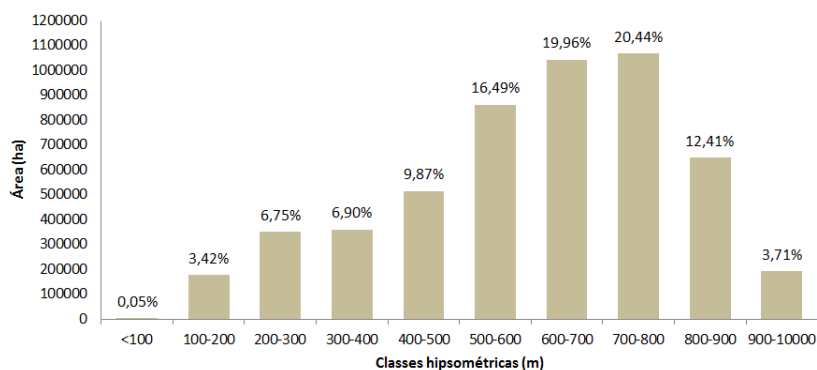


Figura 10 Distribuição das classes hipsométricas (ha e %) para a Aboboreira.
Fonte: elaboração própria com base no modelo digital do terreno (MDT).

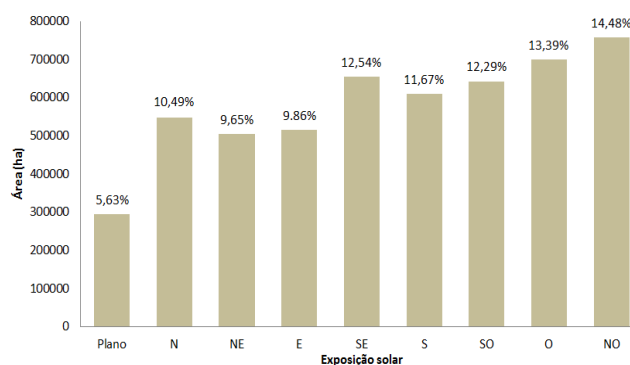


Figura 11 Distribuição das exposições solares – octantes - (ha e %) no território de estudo. Fonte: elaboração própria com base no MDT.

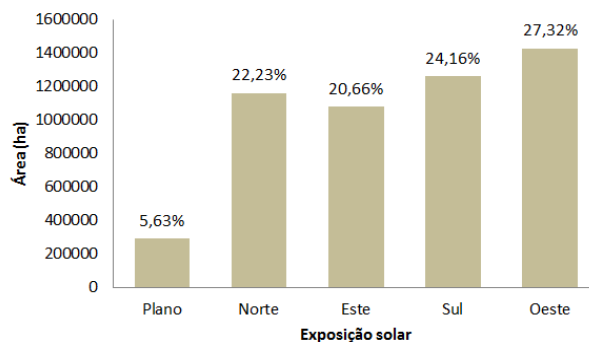


Figura 12 Distribuição das exposições solares – quadrantes - (ha e %) no território de estudo. Fonte: elaboração própria com base no MDT.

Em termos de exposições solares, predominam a exposição a Oeste e suas colaterais (figuras 12 e 13). No entanto, é visível uma distribuição relativamente equitativa, havendo apenas a salientar o ligeiro predomínio no plano.

A partir de cotas mais elevadas verificam-se áreas de declives fortes (18%) a abruptos (2%) (figura 10 e 14a) associados a vertentes escarpadas dos vales fechados das linhas de água que confluem quer para o rio Douro quer para o Tâmega. As áreas de topo de montanha são as mais iluminadas, notando-se um grande ensombramento nas áreas de vale. Sendo o valor médio (230.75) muito próximo do valor máximo (254) de sombreamento de vertentes é fácil concluir que a Aboboreira é um local pouco iluminado, figura 10b.

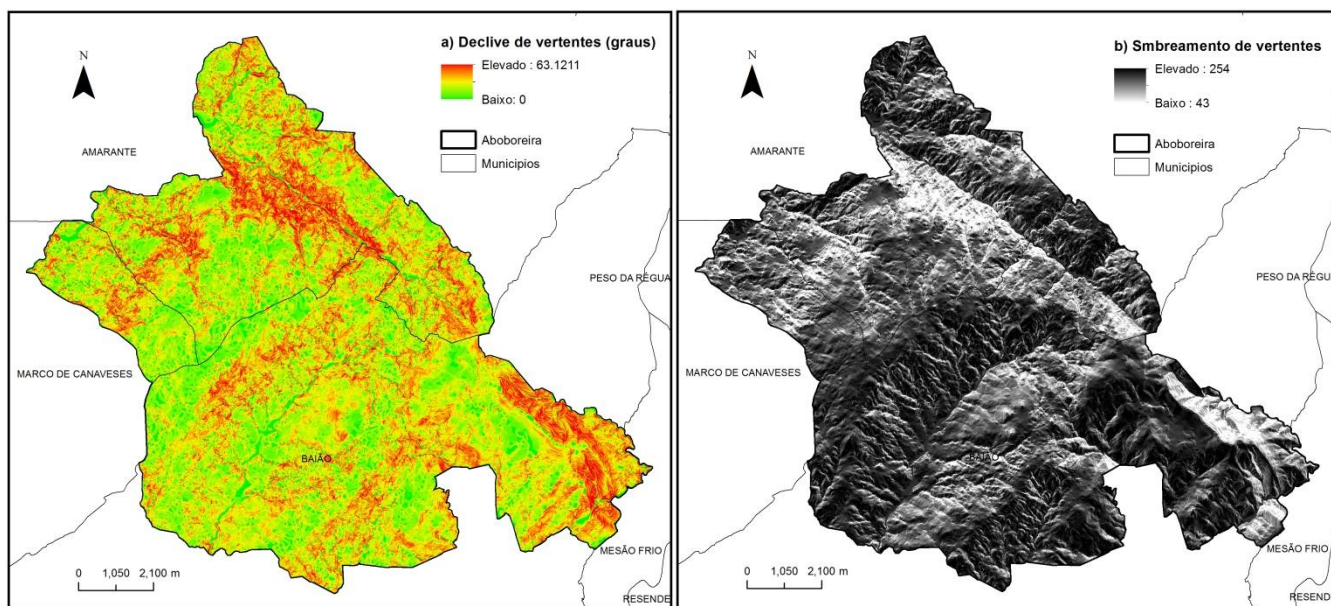


Figura 13 Mapas de a) declive de vertentes e b) sombreamento de vertentes para a Aboboreira. Fonte: PROF-T e modelo digital do terreno (MDT).

A Aboboreira geologicamente pertence à Zona Centro-Ibérica (Ribeiro et al., 1979), A área é marcada por intensa fracturação, observável no traçado da rede hidrográfica e na orientação dos cursos de água (normalmente NE-SO ou então NO-SE), característica do Norte de Portugal. A Aboboreira possui boas condições hidrológicas, resultantes da pluviosidade e da fracturação do terreno, isto permite a infiltração e facilita a circulação das águas (D. Cruz, 2007).

3.3 CLIMA

O clima marcadamente húmido da Aboboreira pode ser considerado Oceânico, o que traduz a influência do Oceano Atlântico na temperatura, revelado através dos frequentes nevoeiros, das precipitações abundantes (1500-2000 mm), dos meses menos pluviosos em Julho e Agosto, e de uma temperatura média anual de 13°C. Com o aumento da altitude ocorre uma diminuição de temperatura e um aumento de precipitação. A insolação anual varia entre 2300 e 2700 h/ano e a radiação solar varia entre 140 e 150 kcal/cm². O número de dias por ano com precipitação diverge entre 75 e 100 dias e a humidade do ar ronda os 75% (Ambiente, 2012). Contudo o Verão é curto e relativamente seco, refletindo uma influência (sub)Mediterrânica, característica do clima Ibérico (Honrado & Vieira, 2009).

3.4 USOS PREDOMINANTES DO SOLO E DA PAISAGEM

A agricultura constitui a base das economias locais. Esta tem associados dois sistemas dominantes, conformes ao tipo de paisagem: um de minifúndio, de meia encosta, várzea, de policultura intensiva, em que o vinho verde, o milho, as hortícolas e as fruteiras são as principais culturas; outro, de montanha, em que a criação de gado em regime extensivo e a exploração florestal predominam (PROF-T, 2007).

Esta sub-região é ocupada em cerca de 40% por espaços florestais, dividindo-se os outros 60%, mais ou menos equitativamente pelos estratos agrícolas e incultos (tabela 5).

Tabela 5 Ocupação do solo na sub-região da Aboboreira. (Retirado do PROF-T, 2007).

Ocupação	Área	
	(ha)	%
Agrícola	3593	27
Espaços florestais não arborizados	4250	33
Águas interiores	0	0
Improdutivos	195	5
Incultos	4055	95
Espaços florestais arborizados	4946	38
Azinheiras	0	0
Carvalhos	738	15
Castanheiro	35	<1
Eucaliptos	812	16
Outras folhosas	1251	25
Outras resinosas	0	0
Pinheiro bravo	2106	43
Pinheiro manso	0	0
Sobreiro	4	<1
Urbano/Social	285	2
Total	13074	100

Durante as últimas duas décadas, verificaram-se importantes modificações nos padrões de ocupação do solo. O observável aumento de áreas não cultivadas deveu-se em parte ao abandono da agricultura, no entanto, a maior parte da perda do património florestal resultou do abate de árvores e de ocorrência de incêndios. Florestas de plantações de espécies de árvores como *Pinus pinaster* e *Eucalyptus globulus* têm

tido uma importância crescente nos usos do solo da Aboboreira, onde os carvalhais têm sido convertidos em plantações desse tipo (Honrado & Vieira, 2009).

3.5 ENQUADRAMENTO BIOGEOGRÁFICO

A área de estudo enquadra-se na ampla região Atlântica Europeia, ou Eurossiberiana, genericamente caracterizada pela abundância e regularidade das precipitações e pela relativa oceanicidade dos regimes de temperaturas. No contexto regional, o baixo Tâmega apresenta uma posição periférica, o que lhe confere um claro carácter de transição para a vizinha região Mediterrânica (Honrado & Vieira, 2009).

A vegetação florestal típica consiste em florestas de carvalhos dominadas por *Quercus robur*. Este tipo de ecossistemas alberga muitas espécies de plantas florestais como a *Ilex aquifolium*, *Ruscus aculeatus*, *Saxifraga spathularis* e a endémica *Anemone trifolia* subsp. *albida*. Nas encostas secas e solarengas é possível encontrar *Quercus suber* e *Quercus pyrenaica*. Fitossosiológicamente estas florestas de carvalhos estão classificadas na associação *Rusco aculeati-Quercetum roboris*. A degradação das florestas de *Quercus* levou a uma grande expansão de vegetação herbácea dominada por *Cytisus striatus* (Alves et al., 2007).

A sub-região do Baixo Tâmega inclui parcialmente o Sítio Alvão/Marão da Rede Ecológica Europeia “Natura 2000”, com 18 habitats naturais e semi-naturais, 4 dos quais prioritários (Diário da República, 1.^a série — N.º 70 — 10 de Abril de 2007). A importância do património natural que ainda ocorre nestas montanhas, conjuntamente com o seu riquíssimo património arqueológico, têm levado a inúmeras iniciativas para promoção da sua conservação. A mais importante diz respeito à proposta política para classificar a Serra da Aboboreira como “Área de Paisagem Protegida” (Projeto de Lei n.º 138/VIII), no ano 2000.

4. ANÁLISE E DISCUÇÃO DE RESULTADOS

4.1 EVOLUÇÃO DA PAISAGEM

Este subcapítulo aborda a evolução dos usos e ocupação do solo na Aboboreira através da análise das cartas de usos do solo de 1990 e 2007.

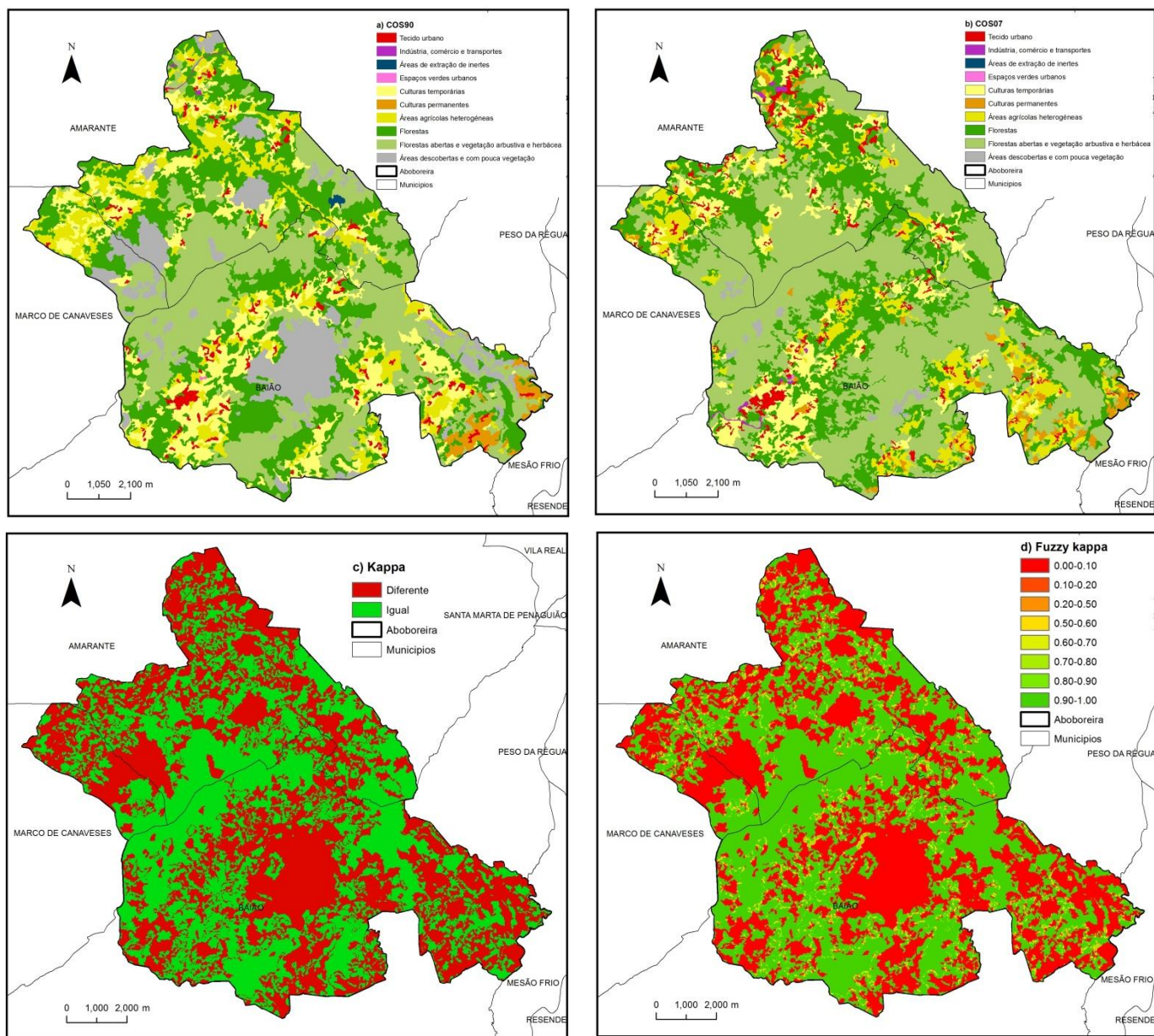


Figura 14 Mapas do nível II da carta de usos do solo de a) 1990 e b) 2007. Mapas resultantes da comparação entre os COS'90 e COS'07 para os índices c) *Kappa* e d) *Fuzzy Kappa*. Fonte: PROF-T, COS1990 e COS2007.

O *Kappa* é uma medida de concordância. Esta medida varia entre -1 e 1. O valor 1, valor máximo, indica total concordância e valores próximos de 0 representam nenhuma concordância. Um valor de *Kappa* menor que zero, negativo, sugere que a concordância encontrada foi menor do que a esperada por acaso. O valor obtido para a *kappa* é baixo (0.35) e revela apenas alguma concordância. Como se pode observar na figura 11c existem grandes diferenças entre o mapa referente ao COS90 e ao COS07. A grande alteração resulta de perda ou ganho de células (*KHisto* de 0.47), demonstrando, no entanto, pelo valor bastante mais elevado do *KLocation* (0.74), comparativamente com os outros dois índices, que não ocorreu grande variação de localização dos valores das células. A fração correta, número de células iguais sobre o número total de células, é mais elevada que o *Kappa* e demonstra que apenas 50% do mapa não sofreu alterações.

Uma vez que o valor do *Fuzzy Kappa* tem em consideração a vizinhança as diferenças podem ser realçadas ou diluídas. O *Fuzzy Kappa* é bastante pequeno (-0.17999) e revela diferenças significativas entre os dois mapas, realçando assim a pouca concordância entre eles, figura 15d.

O método de comparação do *Kappa* por categoria executa uma comparação célula a célula em relação a um uso do solo específico. Este método fornece simultaneamente informação sobre as ocorrências nos dois mapas.

Tabela 6 Tabela de alterações do uso do solo por classes. Fonte COS1990 e COS2007.

Classe	Persistência	Perdas	Ganhos	Persistência (%)	Perdas (%)	Ganhos (%)
Tecido urbano	3977	2818	5844	1.22	0.86	1.79
Indústria, comércio e transportes	30	257	796	0.01	0.08	0.24
Áreas de extração de inertes	0	368	33	0	0.11	0.01
Espaços verdes urbanos	20	39	10	0.01	0.01	0
Territórios artificializados	4027	3482	6683	1.23	1.06	2.04
Culturas temporárias	18891	30534	11890	5.77	9.33	3.63
Culturas permanentes	1591	3587	6314	0.49	1.1	1.93
Áreas agrícolas heterogêneas	9717	26381	21006	2.97	8.06	6.42
Áreas agrícolas e agro-florestais	30199	60502	39210	9.23	18.49	11.99
Florestas	50313	44838	39712	15.38	13.71	12.14
Florestas abertas e vegetação arbustiva e herbácea	80640	15473	73988	24.65	4.73	22.62
Áreas descobertas e com pouca vegetação	1350	36330	1032	0.41	11.1	0.32
Florestas e meios naturais e semi-naturais	132303	96641	114732	40.44	29.54	35.07
<i>Total</i>	<i>166529</i>	<i>160625</i>	<i>160625</i>	<i>50.9</i>	<i>49.1</i>	<i>49.1</i>

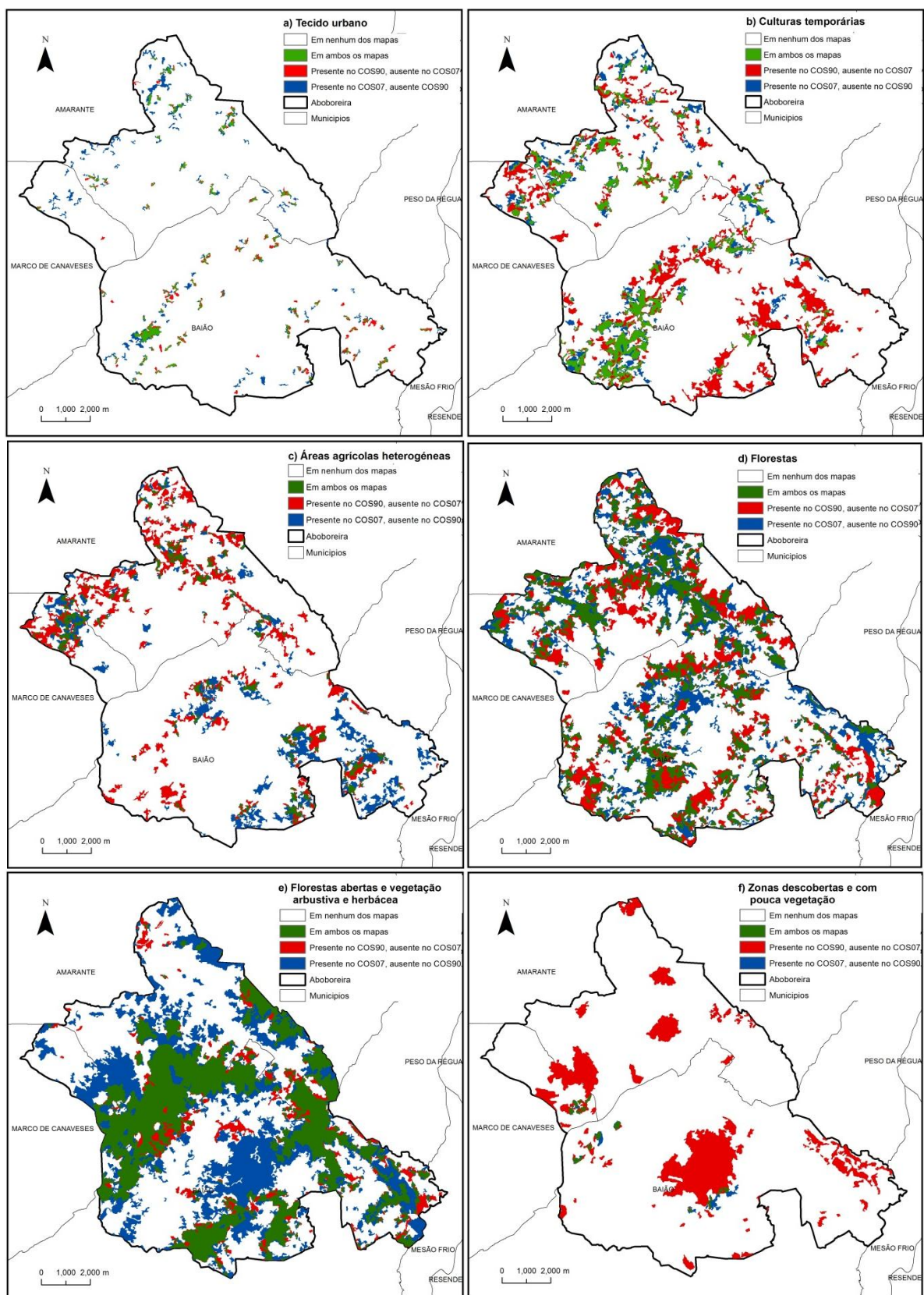


Figura 15 Mapas comparativos por categoria, a) Tecido urbano, b) Culturas temporárias, c) Áreas agrícolas heterogêneas, d) Florestas, e) Florestas abertas e vegetação arbustiva e herbácea e F) Áreas descobertas e com pouca vegetação. Fonte: PROF-T, COS1990 e COS2007.

No período considerado (1990 a 2007) verificaram-se fortes mudanças nas diferentes classes de uso do solo. Em termos gerais, por análise das matrizes verifica-se a expansão dos Territórios artificializados foi acompanhada por uma diminuição das Áreas agrícolas e agro-florestais, mas acima de tudo, pelas transferências de espaço entre as Culturas temporárias e o Tecido urbano (figura 16, tabela 6 e anexo 6).

O grande aumento (22.62%) das Florestas abertas e vegetação arbustiva e herbácea foi acompanhado pela diminuição das Culturas permanentes, Áreas agrícolas heterogéneas e Florestas (anexo 6). Isto pode ser resultado da recuperação dos espaços agrícolas abandonados por parte da vegetação autóctone e por perda do espaço florestal por devastação ou incêndio florestal. Simultaneamente verifica-se uma expansão das áreas urbanas (1.79%) em torno e no interior das zonas de vale a partir dos povoamentos já existentes (figura 16). O crescimento urbano é acompanhado por um aumento significativo das áreas artificiais associadas, em particular áreas industriais, comércio e transportes.

Pela análise da tabela 7 pode mais uma vez verificar-se uma diferença significativa para os valores do *Fuzzy Kappa* em comparação com os obtidos para o *Kappa*. Os valores obtidos são menores que os anteriores fazendo sobressair ainda mais as diferenças entre os dois mapas.

Tabela 7 Resultados do valor de *Kappa*, *KLoc*, *KHisto* e *Fuzzy Kappa* por classes de uso do solo.
Fonte: COS90 e COS07.

	<i>Kappa</i>	<i>KLoc</i>	<i>KHisto</i>	<i>Fuzzy Kappa</i>
Tecido urbano	0.46557	0.57245	0.81330	0.41917
Indústria, comércio e transportes	0.05267	0.10226	0.51509	0.080218
Áreas de extração de inertes	-0.00019	-0.00113	0.16443	-0.0037985
Espaços verdes urbanos	0.44937	0.66661	0.67412	0.60455
Culturas temporárias	0.40168	0.54498	0.73706	-0.14585
Culturas permanentes	0.22846	0.29011	0.78750	0.048627
Áreas agrícolas heterogéneas	0.21076	0.23148	0.91048	-0.52449
Florestas	0.36337	0.37796	0.96140	-0.41267
Florestas abertas e vegetação arbustiva e herbácea	0.44047	0.69473	0.63402	-0.47037
Áreas descobertas e com pouca vegetação	0.05445	0.51036	0.10668	-0.093274

O menor valor de *Kappa* corresponde às Áreas de extração de inertes (-0.00019) e que este valor é resultado de perda de células e não de alteração de localização. O Tecido urbano apresenta o maior valor de *Kappa*, bem como um dos valores mais altos de *KHisto* e *KLoc*, revelando uma menor alteração tanto em localização como em número de células, tabela 7 e figura 17.

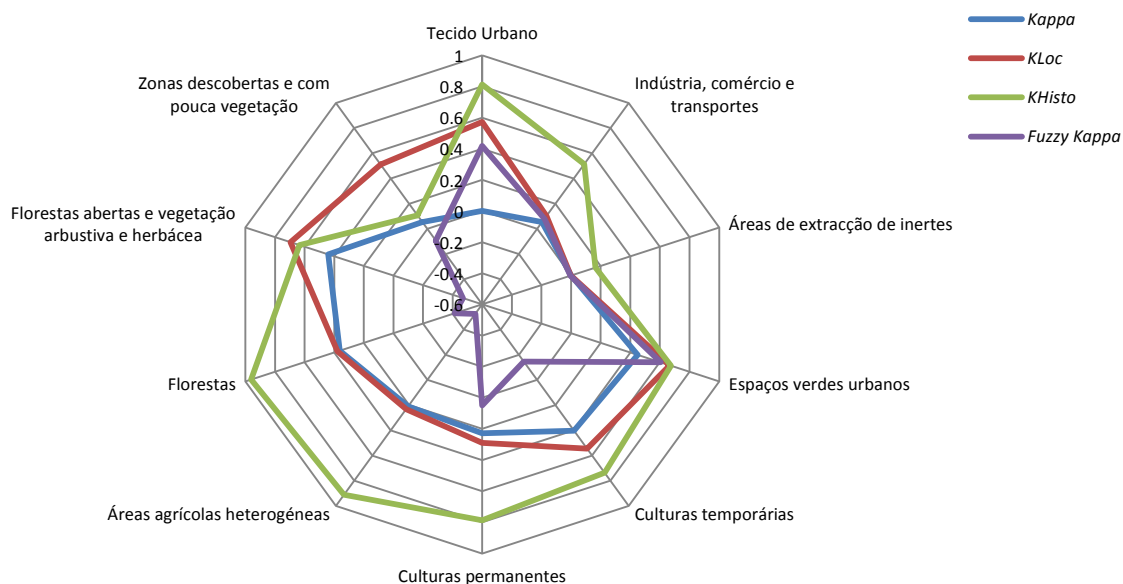


Figura 16 Gráfico com a representação gráfica da distribuição do valor de *Kappa*, *KLoc*, *KHisto* e *Fuzzy Kappa* por classes de uso do solo. Fonte: COS alteração 1990/2007 - IGOE.

4.1.1 Índices

Os índices de Moran's I e de Lee-Sallee são dois dos índices produzidos pelo *software* MCK 3.2.2. Os seus resultados estão descritos abaixo.

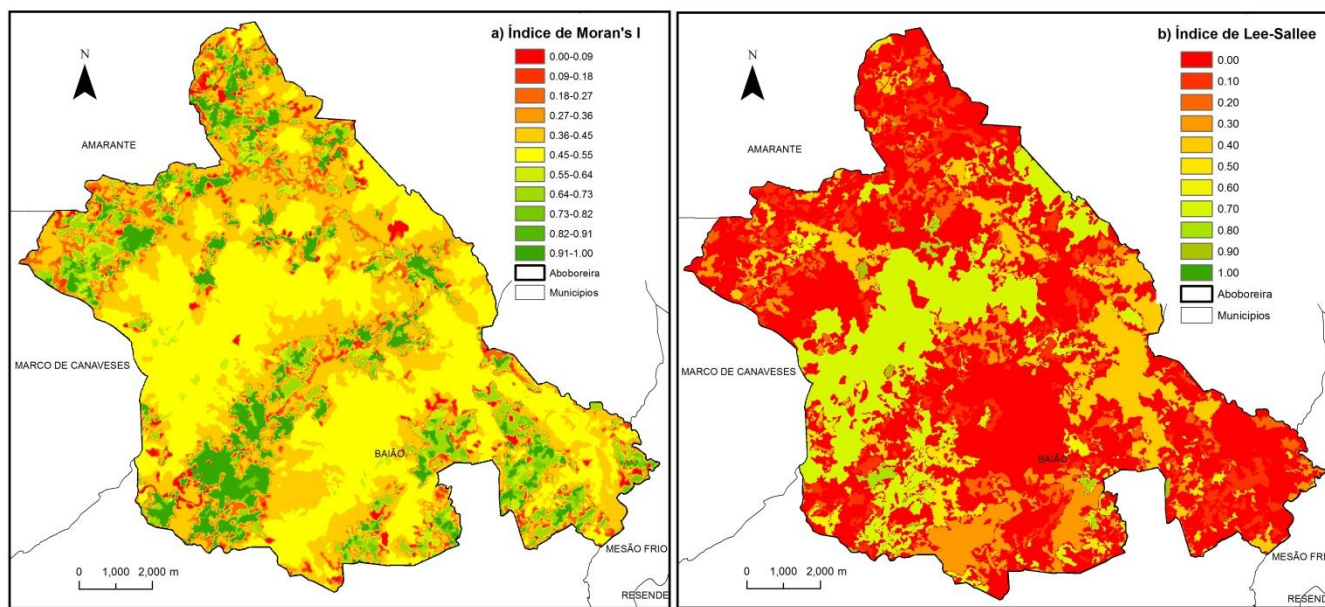


Figura 17. Índice de a) Moran's I e b) Lee-Sallee para os mapas de uso do solo de 1990 e 2007 nível I. Fonte: PROF-T, COS1990 e COS2007.

O índice de Moran's I avalia se os padrões estão agrupados, dispersos ou ao acaso. Um valor próximo de 1 indica agrupamento enquanto um valor próximo de -1 expressa dispersão. O índice de Moran I revela que tanto para o COS90 como para o COS07 as áreas se encontram agrupadas, valores próximos de 1, figura 18a e tabela 8. As áreas onde o agrupamento é mais evidente coincidem com áreas de vale.

Tabela 8 Resultados do método estatístico de Moran's I.
Fonte: COS90 e COS07.

Método estatístico de Moran	
Moran COS1990	0.955648
Moran COS2007	0.940899
Moran COS1990xCOS2007	0.966922

O índice Lee-Sallee (LS) é essencialmente o coeficiente da união das duas *layers* dividido pela intersecção das mesmas, ele mostra quão corretamente são coincidentes (Kim, Kang, Hong, & Park, 2006). O seu valor varia desde 0, sem qualquer coincidência, até 1, coincidência perfeita. O índice Lee-Sallee mostra grandes áreas não coincidentes, a maioria das áreas tem valores entre os 0.40 e o 0 (figura 18b). Esta informação está de acordo com os resultados anteriores que demonstram uma grande variação no território.

4.2 CARACTERIZAÇÃO GERAL DA PAISAGEM

4.2.1 Distribuição espacial dos usos do solo

A ocupação do solo da área de estudo define-se pelas características marcadamente rurais deste território. Os mapas resultantes da estratificação espacial permitiram determinar a heterogeneidade da área de estudo e verificar que, por exemplo, os topos da serra têm, em médias, usos diferentes dos usos típicos de vale, o que demonstra uma estratificação altimétrica dos usos do solo que resultam de um aproveitamento diversificado do solo. São, portanto, facilmente identificadas quatro grandes unidades de distribuição espacial (figura 19), estas unidades vão de encontro a estudos anteriores realizados na Aboboreira por Honrado e Vieira (2009):

Áreas de vale - Espaços de menor altitude ao longo das linhas de água. Inclui áreas urbanas descontínuas e dispersas, numa matriz de áreas agrícolas anuais intercaladas com culturas permanentes. A floresta é composta por pequenas manchas de folhosas com resinosas.

Áreas de encosta - Áreas de altitudes intermédias com ocupação agrícola associadas a pequenos aglomerados urbanos dispersos. As classes de maior representação espacial são os incultos e as manchas florestais.

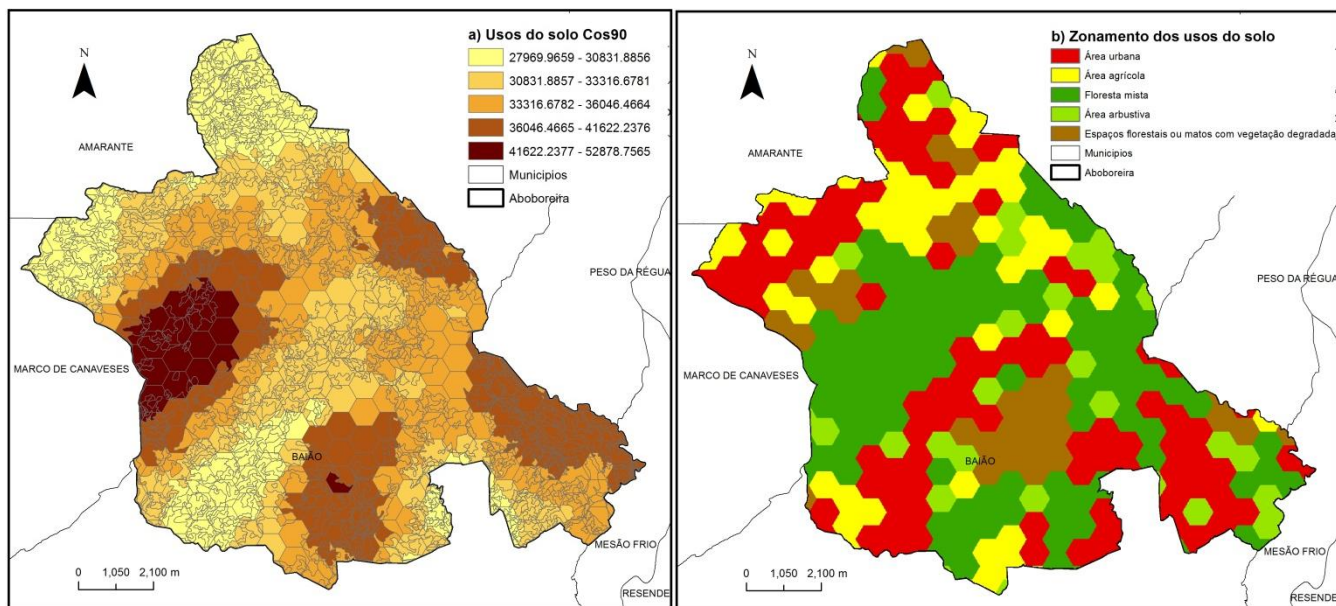


Figura 18 Zonamento regional a) Distribuição média dos usos do solo b) Zonamento dos usos do solo. Fonte: PROF-T e COS90.

Áreas florestais de altitude - Áreas localizadas nos cumes das elevações, possuem tipicamente uma matriz de incultos ou vegetação herbácea arbustiva associada a espaços florestais dispersos ou degradados onde surgem manchas de quercíneas e resinosas.

Áreas de montanha - Espaços localizados nas áreas mais elevadas, as classes de ocupação mais frequentes são a de rocha nua ou vegetação esparsa. Possuem relevo muito acidentado e áreas residuais de floresta.

As divisões acima indicadas são facilmente explicadas uma vez que as áreas agrícolas predominam em áreas que apresentam uma maior amenidade climática, declives reduzidos e erosão baixa, e que as comunidades rurais tendem a permanecer junto aos espaços agrícolas, apresentando aglomerados dispersos de tecido urbano. Em termos gerais, o aumento da altitude correlaciona-se com o acréscimo dos declives, a diminuição da profundidade do solo, a maior amplitude dos parâmetros climáticos o que leva a uma diminuição da densidade demográfica, e condiciona a implantação de atividades humanas como a prática agrícola e florestal.

O mapa da figura 20 mostra a proporção de carvalhal em cada célula hexagonal. Existe uma concentração das já reduzidas manchas de carvalhos no extremo Noroeste do mapa, essencialmente no município de Amarante, com especial destaque para as freguesias de Carneiro e Carvalho de Rei. Existem também vários carvalhais na freguesia de Loivos do Monte, no município de Baião. A sul da área de estudo a existência de

carvalhais é reduzida e estes surgem, sobretudo, sob a forma de bosquetes de pequena dimensão, cedendo espaço para a agricultura ou plantações intensivas de eucaliptos.

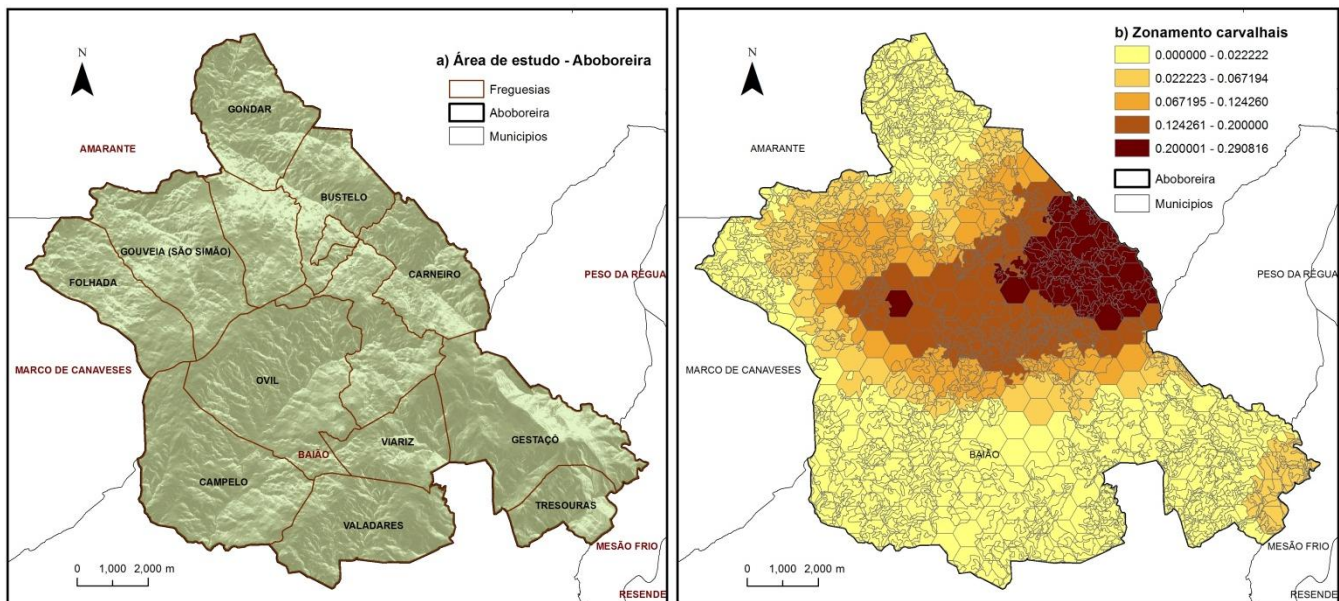


Figura 19 Mapas da a) Área de estudo – Aboboreira e b) Zonamento carvalhais. Fonte: CAOP, PROF-T, MDT e COS90.

Os povoamentos de carvalho existentes derivam de indivíduos que espontaneamente se instalaram, resultando em manchas de estrutura irregular com diferentes idades e com alguma variação de tamanho, entre um e dez hectares. Os povoamentos de carvalhos da Aboboreira são quase sempre muito diversificados pois coexistem com espécies de outros géneros como castanheiros, bétulas, amieiros, freixos, e por vezes pinheiros (Honrado & Vieira, 2009).

4.2.2 Determinação de áreas com grandes níveis de fragmentação da paisagem

A análise das métricas de classe aplicadas a células hexagonais permitiu identificar áreas de maior fragmentação na paisagem em estudo. As áreas de análise foram definidas por uma grade hexagonal de 50ha por célula. Os mapas resultantes encontram-se na página seguinte (figura 21).

O número de manchas (NumP) corresponde ao número máximo de classes individuais existentes em cada célula. É visível que, sobretudo em áreas bastante fragmentadas, as classes de uso do solo são variadas, existe uma grande diversidade de usos e intercalação entre eles.

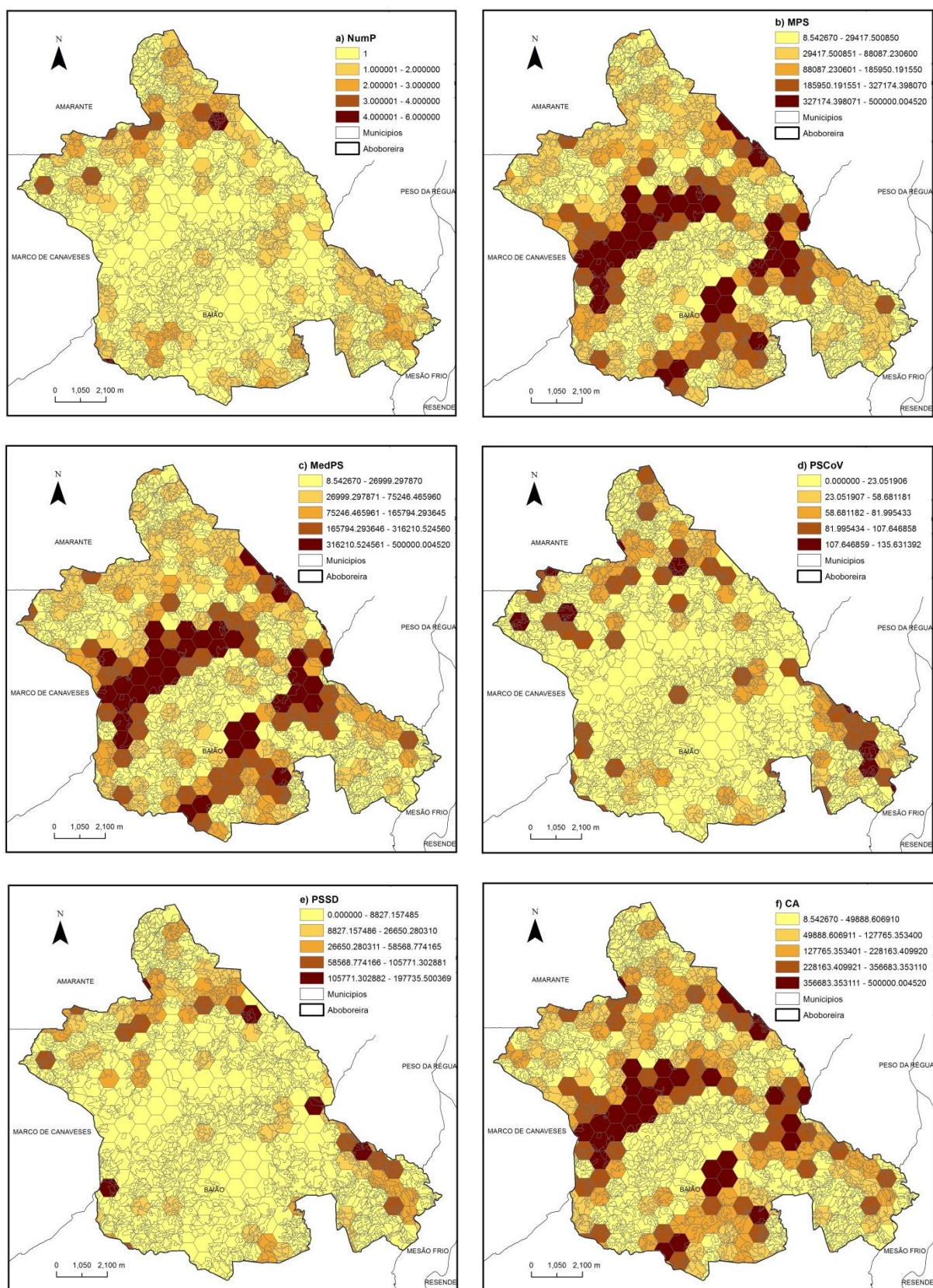


Figura 20 Métricas de área, densidade e tamanho a) NumP; b) MPS; c) MedPS; d) PSCoV; e) PSSD e f) CA. Fonte: PROF-T e COS90.

A métrica MPS fornece a média do tamanho das manchas contidas em cada célula, assim tanto maior é a média quanto maior a mancha ou quanto menor o número de manchas por hexágono. Esta simples medida permite ter uma percepção dos locais mais fragmentados. Mais uma vez é notória a menor fragmentação nos topos de montanha e uma crescente fragmentação em zonas de vale. A mediana (MedPS), o coeficiente de variação (PSCoV) e o desvio padrão (PSSD) do tamanho das manchas sustentam a descrição anterior.

Na figura 21f podemos verificar que as células com maior área (CA) se localizam nas cotas mais elevadas, são geralmente solos de baixa produtividade quer agrícola quer florestal daí manterem extensas áreas inalteradas de matos e vegetação arbustiva. As áreas de encosta e vale são altamente subdivididas e alternam entre povoamentos florestais e agrícolas, por vezes cortados por tecido urbano descontínuo.

O índice de forma médio (MSI) é igual a 1 quando todas as manchas são circulares e aumenta com a irregularidade da forma. Assim, podemos observar uma distribuição espacial, não uniforme, de altos valores de MSI, figura 18a. Nota-se uma certa tendência para formas não complexas. Este resultado pode ser tendencioso uma vez que as células hexagonais cortam as manchas e manchas menores tendem a ser menos irregulares. O índice de forma médio da área ponderada (AWMSI) segue a mesma explicação anterior.

A dimensão fractal média das manchas (MPFD) é também uma medida de complexidade da forma e aproxima-se da unidade para formas com perímetros simples e aproxima-se de dois para formas mais complexas. Assim podemos verificar que tanto mais complexas são as áreas quanto mais fragmentada se encontra a paisagem, os valores mais próximos de 2 encontram-se na proximidade de aglomerados populacionais, áreas agrícolas ou em que se procedeu ao cultivo intensivo de espécies exóticas de crescimento rápido (eucaliptos), as manchas com perímetros mais simples estão reduzidas a áreas de montanha, figura 22.

O MPAR, média da razão perímetro-área, mostra uma distribuição bastante uniforme dos valores apresentado, no entanto, os valores mais altos para as áreas com maior número de manchas.

A dimensão fractal média da área ponderada das manchas (AWMPFD) é uma medida de complexidade da forma ajustada ao tamanho da mancha. Esta métrica é semelhante à anterior, MPFD, mas com o acrescento da área ponderada das manchas individuais aplicada a cada mancha, permite determinar a complexidade da mancha independentemente do seu tamanho (Elkie et al., 1999). Os resultados assim obtidos são semelhantes aos do índice anterior, apresentando uma maior diluição dos valores.

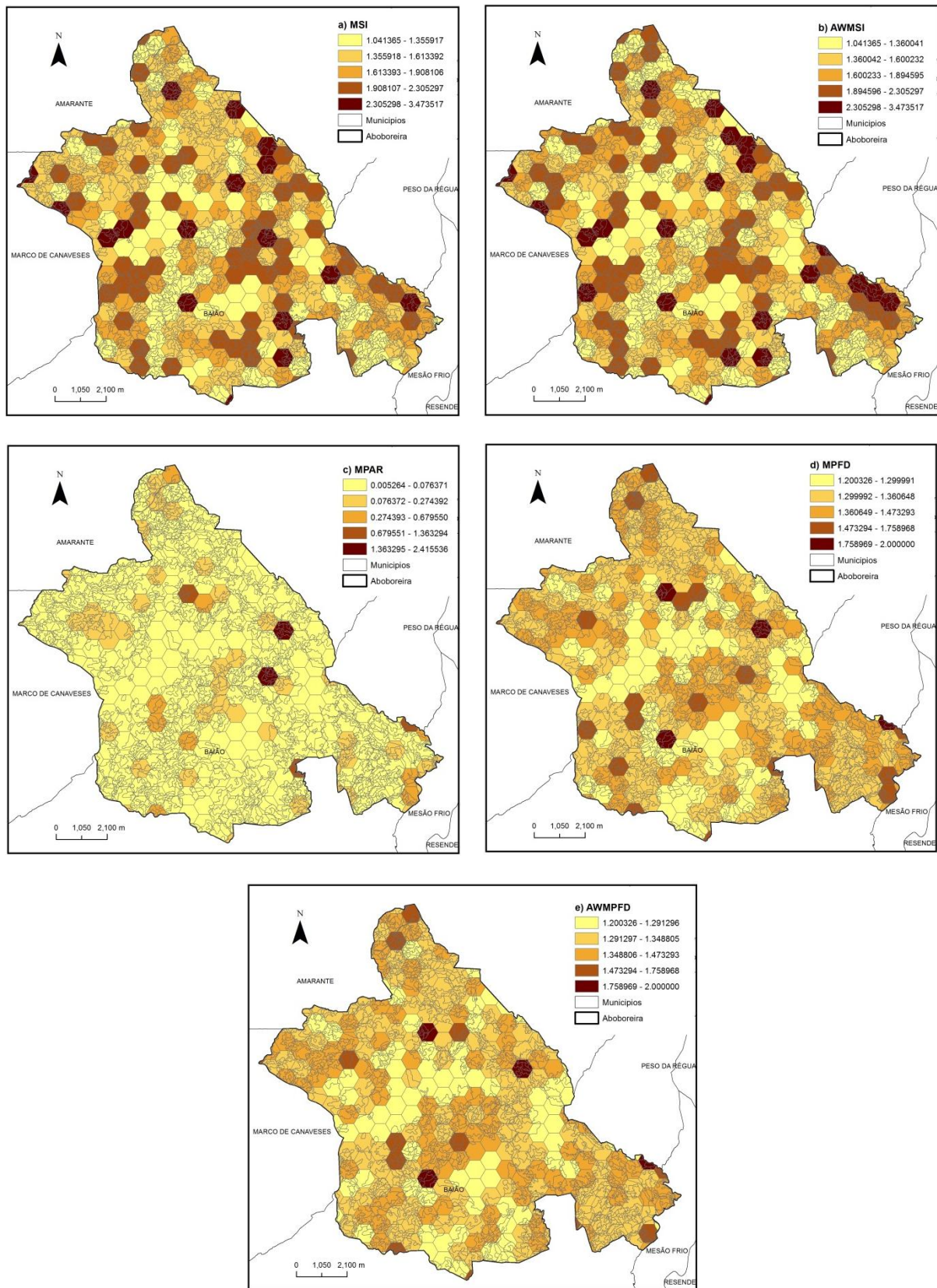


Figura 21 Métricas de forma a) MSI; b) AWMSI c) MPAR; d) MPFD e f) AWMPFD. Fonte: PROF-T e COS90.

4.2.3 Evolução quantitativa da paisagem

Neste subcapítulo aborda-se a evolução quantitativa da paisagem da Aboboreira para os anos de 1990 e 2007.

Tabela 9 Resultados da análise das métricas da paisagem para os anos de 1990 e 2007. Fonte: COS90 e COS07.

	COS90	COS07		COS90	COS07		COS90	COS07
PR	10	10	MSIEI	0.6579	0.4971	LPI	12.4926	19.0456
SHDI	1.6582	1.4017	CONTAG	56.6972	61.605	AREA-MN	17.3327	14.1475
SIDI	0.7802	0.6817	PLADJ	91.27	90.3374	AREA-SD	79.9094	120.4112
MSIDI	1.5148	1.1447	IJI	65.5906	61.553	AREA-CV	461.0337	851.1102
SHEI	0.7201	0.6088	NP	755	925			
SIEI	0.8668	0.7574	PD	5.7695	7.0684			

O índice de diversidade de Shannon's (SHDI), o índice de diversidade de Simpson's (SIDI) e o índice de diversidade modificado de Simpson's (MSIDI) refletem sobretudo as diferenças na riqueza das manchas e classificam-na ao longo de um gradiente, demonstrando neste caso que o COS'90 é mais diverso que o COS'07. No contexto do COS'90 o índice de diversidade de Simpson's revela que existe 78% de probabilidade de duas manchas escolhidas ao acaso serem de diferentes tipos de uso do solo. De acordo com a riqueza das manchas (PR) o número de tipos de usos do solo é igual nos dois anos de análise (10), tabela 9.

Também o ano de 1990 apresenta a maior uniformidade de usos do solo de acordo com o índice de uniformidade de Shannon's (SHEI), o índice de uniformidade de Simpson's (SIEI) e o índice de uniformidade modificado de Simpson's (MSIEI). Estes três índices indicam que a distribuição de área por tipo de uso do solo é de 50 até 76% da máxima uniformidade para o ano 2007, consoante o índice que considerarmos, e de 66 a 87% para o ano de 1990. As diferenças de uniformidade baseadas no índice de uniformidade de Simpson's (SIEI) são menos pronunciadas do que nos outros dois índices, isto deve-se em parte, porque a métrica de Simpson's é menos influenciada pelos usos de solo mais raros.

O índice de contágio (CONTAG) faz análise célula a célula e não por mancha, este índice mede tanto a inter-dispersão de tipos de manchas (mistura de manchas de diferentes classes) como a dispersão de manchas (distribuição espacial de uma classe de manchas). Valores altos resultam de paisagens com poucas manchas, de grandes dimensões e próximas entre si, enquanto valores baixos indicam paisagens com muitas unidades dispersas (Casimiro, 2000; O'Neill et al., 1988). O valor de CONTAG aproxima-se de 0 quando a distribuição entre tipos de manchas da mesma classe se torna menos equilibrada e de 100 quando

todos os tipos de manchas estão igualmente adjacentes a todas as outras classes. O valor do índice é superior para 2007, o que reflete grandes manchas, menor densidade de manchas, mais contíguas, mais contínuas, menos diversidade na vizinhança e maior agregação de células, tabela 9.

O índice de difusão e justaposição (IJI) mede a probabilidade de adjacência das manchas a manchas de todas as outras classes (McGarigal & Marks, 1995). Valores elevados de IJI resultam de paisagens em que as classes estão bem inter-dispersas (igualmente adjacentes), valores baixos caracterizam paisagens que têm uma distribuição desproporcional de adjacências de tipos de manchas (Casimiro, 2000). Este índice costuma estar inversamente relacionado com o Contágio, quanto maior é a adjacência das manchas menos equilibrada é a sua distribuição. A percentagem de adjacências semelhantes (PLADJ) é maior no ano de 1990 embora a referente a 2007 seja muito próxima.

O número de manchas (NP) e a densidade da mancha (PD) são boas métricas para representar o gradiente de diversidade e heterogeneidade da paisagem dos diferentes anos. Estes índices indicam que o ano de 2007 apresenta um “grão mais fino”, isto é, maior número de manchas, logo maior densidade, demonstrando uma maior heterogeneidade espacial. O NP e o CONTAG fornecem informações contrárias, indicando o NP uma maior heterogeneidade espacial para o ano de 2007 e o CONTAG para o ano de 1990, estes dados são facilmente explicados se se tiver em consideração que o ano de 2007 apresenta manchas que sofreram regeneração, e por conseguinte integram as áreas que anteriormente tinha sofrido degradação, agrupando-se a estas e aumentando o número de píxeis com o mesmo valor, dando a ilusão de maior homogeneidade.

O índice da mancha mais larga (LPI) indica que cerca de 19% da paisagem de 2007 é preenchido por uma única mancha apesar de ser o ano que demonstra também maior heterogeneidade espacial. Este índice não é um bom indicador de heterogeneidade, pois a maior mancha pode corresponder a uma classe com pouco número de manchas, a sua grande importância prende-se com a necessidade por parte de algumas espécies que exigem uma determinada dimensão da mancha como área vital (Casimiro, 2000).

O tamanho das manchas no COS90 é em média maior (AREA-MN). A dimensão média das manchas é um bom indicador da fragmentação de habitats e é tanto mais significativa quanto maior o número de manchas ou a dimensão total da paisagem. O desvio padrão do tamanho das manchas (AREA-SD) parece indicar uma maior homogeneidade geral no COS'90 com um valor de desvio padrão menor. Sendo uma medida de dispersão do tamanho das manchas, este índice dá indicações quanto ao padrão de uniformidade do tamanho das manchas, o que permite determinar com maior acuidade a heterogeneidade da paisagem (Casimiro, 2000). Neste estudo, o mapa de 2007 não só apresenta maior número de manchas, geralmente mais pequenas, maior densidade e um coeficiente de variação da sua dimensão de maior valor (AREA-CV), assim é facilmente visível a maior heterogeneidade da paisagem comparativamente com o mapa de 1990.

Tabela 10 Resumo das alterações das métricas da paisagem ocorridas entre 1990 e 2007. (-) Diminuição, (+) aumento e (0) sem alteração. Fonte: COS90 e COS07.

Índice	Alteração COS90/COS07
Riqueza das manchas (PR)	0
Índice de diversidade de Shannon's (SHDI)	-
Índice de diversidade de Simpson's (SIDI)	-
Índice de diversidade modificado de Simpson's (MSIDI)	-
Índice de uniformidade de Shannon's (SHEI)	-
Índice de uniformidade de Simpson's (SIEI)	-
Índice de uniformidade modificado de Simpson's (MSIEI)	-
Índice de contágio (CONTAG)	+
Porcentagem de adjacências semelhantes (PLADJ)	-
Índice de difusão e justaposição (IJI)	-
Número de manchas (NP)	+
Densidade da mancha (PD)	+
Índice da mancha mais larga (LPI)	+
Tamanho médio das manchas (AREA-MN)	-
Desvio padrão do tamanho das manchas (AREA-SD)	+
Coefficiente de variação do tamanho das manchas (AREA-CV)	+

Pela análise da tabela 10 podemos constatar que os índices de diversidade (SHDI, SIDI, MSIDI, SHEI, SIEI e MSIEI) indicam diminuição de diversidade e uniformidade de usos do solo, os índices de área (LPI, AREA-MN, AREA-SD e AREA-CV) apontam para maior heterogeneidade da paisagem em 2007 e os índices de agregação (CONTAG, PD, NP, PLADJ E IJI) indicam que o ano de 1990 apresenta menor heterogeneidade espacial.

A conjugação destes índices revela um aumento da fragmentação da paisagem da sub-região homogênea da Aboboreira, através do aumento do número de manchas, diminuição do tamanho das mesmas e grande dispersão entre elas.

4.2.4 Evolução quantitativa das florestas

Os mapas, figura 23, mostra a distribuição das áreas florestais ao longo da área de estudo para os anos 1990 e 2007 e a tabela 11 contém as métricas obtidas para as respectivas áreas.

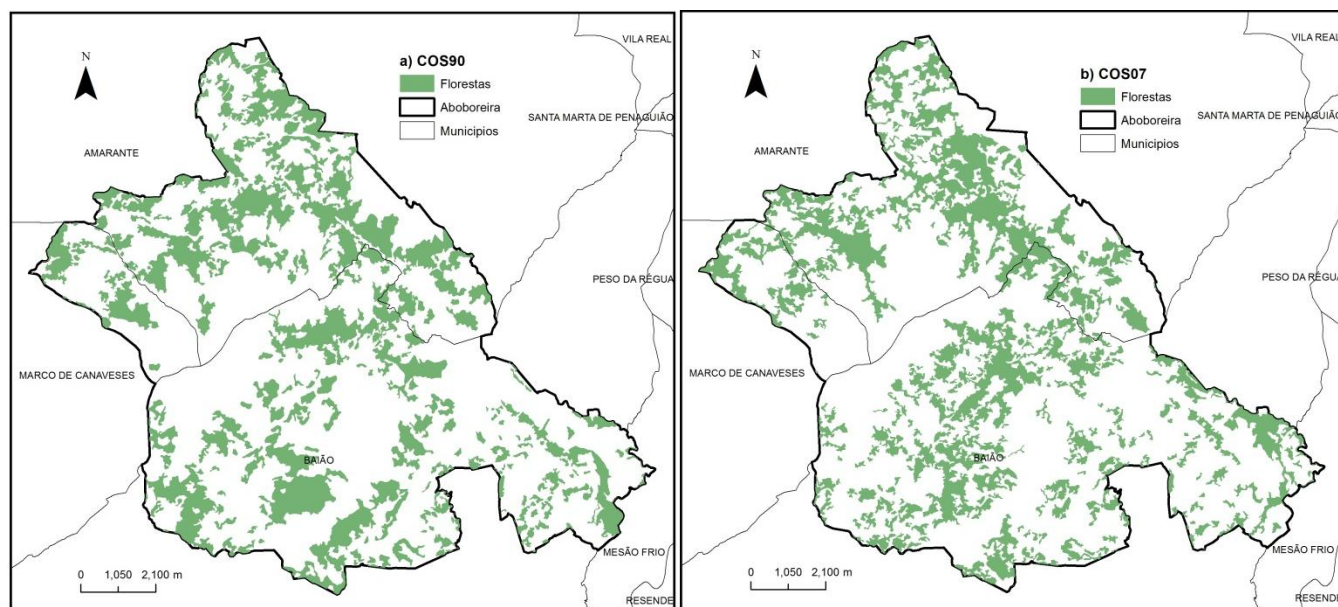


Figura 22 Mapa de localização das florestas para os anos de a) 1990 e b) 2007. Fonte: PROF-T, COS1990 e COS2007.

Tabela 11 Resultados da análise das métricas da paisagem das áreas florestais para os anos de 1990 e 2007. Fonte: COS90 e COS07.

	1990	2007		1990	2007		1990	2007
CA	3806.04	3601.16	GYRATE-SD	186.4846	174.8237	PARA-CV	84.3057	75.2798
PLAND	29.0845	27.5182	GYRATE-CV	126.2361	129.3652	CIRCLE-MN	0.6295	0.6613
NP	211	245	NLSI	0.0899	0.1155	CIRCLE-SD	0.1348	0.1229
PD	1.6124	1.8722	SHAPE-MN	1.9398	2.1351	CIRCLE-CV	21.4218	18.5819
TE	706480	853340	SHAPE-SD	0.9723	1.1997	PAFRAC	1.3784	1.431
ED	53.9868	65.2078	SHAPE-CV	50.1223	56.1894	COHESION	97.9631	98.3217
LSI	28.6272	35.4975	FRAC-MN	1.1077	1.1265	CLUMPY	0.8733	0.8406
AREA-MN	18.0381	14.6986	FRAC-SD	0.0556	0.0569	PLADJ	90.7184	88.1516
AREA-SD	48.8381	61.9086	FRAC-CV	5.02	5.048	IJI	69.6913	61.8644
AREA-CV	270.7498	421.1868	PARA-MN	505.5718	544.6679			
GYRATE-MN	147.7269	135.1396	PARA-SD	426.2259	410.025			

De acordo com a área total (CA) em 1990 existia maior área florestal do que em 2007. Em 1990 registava-se uma percentagem de 29% de florestas, valor que diminuiu de aproximadamente 1.5% em 2007, segundo o índice de percentagem da paisagem (PLAND). Nota-se uma crescente fragmentação das florestas, com

diminuição de área e aumento do número de manchas (NP e PD), visível ainda na área média das manchas (AREA-MN). As áreas florestais de 2007 caracterizam-se, portanto, por um maior número de manchas, menor tamanho, embora apresentem um LPI (índice da maior mancha) maior e valores de variação entre tamanhos de mancha (AREA-SD e AREA-CV) também maiores. O valor do raio de giração (GYRATE) é em média maior para o ano de 1990 o que indica que é necessário percorrer uma maior distância para atingir os limites da mancha.

O valor da orla total (TE) denota maior heterogeneidade e maior fragmentação, quanto maior o número de manchas maior é a extensão da orla, para o ano de 2007. A quantidade de margens é um bom indicador da configuração da paisagem. A quantidade de orla é importante para a interação da fauna e flora nestas áreas de interface e constituem muitas vezes um habitat só por si (Casimiro, 2000). A densidade da orla (ED) é maior para o ano de 2007 o que comparando com os índices anteriores revela uma vez mais um acréscimo de fragmentação da paisagem, tabela 10.

O índice da forma da paisagem (LSI) baseia-se na relação entre o perímetro e a área das manchas, medindo a complexidade da forma em função de uma forma básica, o quadrado, que representa o mínimo de complexidade (Casimiro, 2000). Quanto mais próximo os valores forem de 1 maior a semelhança da paisagem com a forma euclidiana do quadrado. Em 1990 a complexidade é menor, embora em ambas as paisagens o índice aponte para alguma irregularidade.

O índice médio da forma ponderado pela área das manchas (NLSI) baseia-se, tal como o LSI, na relação perímetro-área e mede a complexidade da forma, mas efetua uma ponderação em função da dimensão de cada mancha (Casimiro, 2000). Os resultados, em concordância com o LSI, mostram que as formas mais complexas se encontram mais uma vez no mapa de 2007.

A média do índice da forma (SHAPE) para o ano de 2007 revela que este possui formas mais complexas que as manchas de 1990, embora os valores não diferenciem muito um do outro. Pela análise do desvio padrão e do coeficiente de variação é também observável que a forma das manchas de floresta em 2007 é mais variável. A razão perímetro - área (PARA) é uma medida simples de complexidade de forma e encontra-se de acordo com os valores do SHAPE, isto é, a complexidade é maior nas manchas florestais de 2007. Os valores do desvio padrão e da variação são, no entanto, maiores para o ano de 1990 revelando uma maior variação dos mesmos, isto pode ser explicado, porque variações de área para formas iguais fazem a razão variar.

Um fractal é uma forma geométrica que tem uma estrutura espacial igual a várias escalas, auto-semelhança (Mandelbrot, 1983). Os valores para a dimensão fractal média (FRAC-MN) em ambos os casos são diferentes de 1, formas não Euclidianas, mas próximos o que demonstra manchas com perímetros

relativamente simples. Os valores de coeficiente de variação da dimensão fractal (FRAC-CV) e do desvio padrão da dimensão fractal (FRAC-SD) são semelhantes para os dois mapas temporais.

O círculo circunscrito relacionado (CIRCLE) descreve formas ligeiramente alongadas, também a dimensão fractal por metro - área (PAFRAC) é maior que 1 e demonstra manchas em média ligeiramente convolutas, sobretudo para o ano de 2007.

O índice de difusão e justaposição (IJI) indica que a borda das florestas está mais equitativamente distribuída ao longo dos diferentes tipos de uso do solo no ano de 1990, estando distribuída em quase 70% da distribuição máxima possível.

Os valores do índice de coesão de manchas (COHESION) muito próximos de 100 indicam que manchas com as mesmas características encontram próximas umas das outras. O índice “clumpiness” (CLUMPY) aproxima-se de 1, em ambos os casos, o que demonstra mais uma vez a tendência para as manchas se encontrarem agrupadas. Uma paisagem com grande agregação por tipo de manchas (manchas grandes e compactas) contém maior percentagem de adjacências semelhantes (PLADJ) do que uma paisagem que contenha manchas dispersas (manchas menores e com formas mais complexas), assim o valor de PLADJ vem de encontro ao esperado revelando um valor mais elevado para o ano de 1990.

A tabela 12 fornece o resumo das alterações das métricas de classe ocorridas entre 1990 e 2007 e permite observar que os índices de área/perímetro (CA, AREA-MN, AREA-SD, AREA-CV, GYRATE-MN, GYRATE-SD e GYRATE-CV) revelam perda de área florestal, sendo o mesmo confirmado pelo índice de núcleo (PLAND).

Os índices de agregação (NP, PD, TE, ED, LSI, NLSI, COHESION, CLUMPY, PLADJ e IJI) revelam também diminuição de área assim como aumento do número de manchas, denotam ainda maior heterogeneidade e maior fragmentação das florestas em 2007. Finalmente, os índices de forma (PAFRAC, PARA-MN, PARA-SD, PARA-CV, SHAPE-MN, SHAPE-SD, SHAPE-CV, FRAC-MN, FRAC-SD, FRAC-CV, CIRCLE-MN, CIRCLE-SD e CIRCLE-CV) descrevem um aumento da complexidade das formas, mais alongadas e convolutas, para o ano de 2007 (tabela 12).

Pode pois concluir-se que existe perda de área florestal e aumento de heterogeneidade e fragmentação da mesma entre os anos relativos ao COS90 e ao COS07.

Tabela 12 Resumo das alterações das métricas de classe ocorridas entre 1990 e 2007. (-) Diminuição, (+) aumento e (0) sem alteração.
Fonte: COS90 e COS07.

Índice	Alteração COS90/COS07
Área total (CA)	-
Índice de percentagem da paisagem (PLAND)	-
Número de manchas (NP)	+
Densidade de manchas (PD)	+
Orla total (TE)	+
Densidade da orla (ED)	+
Índice da forma da paisagem (LSI)	+
Área média das manchas (AREA-MN)	-
Desvio padrão da área das manchas (AREA-SD)	+
Coeficiente de variação da área das manchas (AREA-CV)	+
Raio de giração médio (GYRATE-MD)	-
Desvio padrão do raio de giração (GYRATE-SD)	-
Coeficiente de variação do raio de giração (GYRATE-CV)	+
Índice médio da forma ponderado pela área das manchas (NLSI)	+
Índice da forma médio (SHAPE-MN)	+
Desvio padrão do índice da forma (SHAPE-MN)	+
Coeficiente de variação do índice da forma (SHAPE-MN)	+
Dimensão fractal media (FRA-MN)	+
Coeficiente de variação da dimensão fractal (FRAC-CV)	+
Desvio padrão da dimensão fractal (FRAC-SD)	+
Razão perímetro – área media (PARA-MN)	+
Desvio padrão da razão perímetro – área (PARA-SD)	-
Coeficiente de variação da razão perímetro – área (PARA-CV)	-
Círculo circunscrito relacionado médio (CIRCLE-MN)	+
Desvio padrão do círculo circunscrito relacionado (CIRCLE-SD)	-
Coeficiente de variação do círculo circunscrito relacionado (CIRCLE-CV)	-
Dimensão fractal por metro - área (PAFRAC)	+
Índice de coesão de manchas (COHESION)	+
Índice “clumpiness” (CLUMPY)	-
Percentagem de adjacências semelhantes (PLADJ)	-
Índice de difusão e justaposição (IJI)	-

4.3 CARACTERIZAÇÃO DOS LOCAIS DE ESTUDO

4.3.1 Fisiobiogeografia

Durante a pesquisa dos locais a amostrar houve o cuidado para que estes apresentassem a maior variação possível em termos de características fisiobiogeográficas (figura 24).

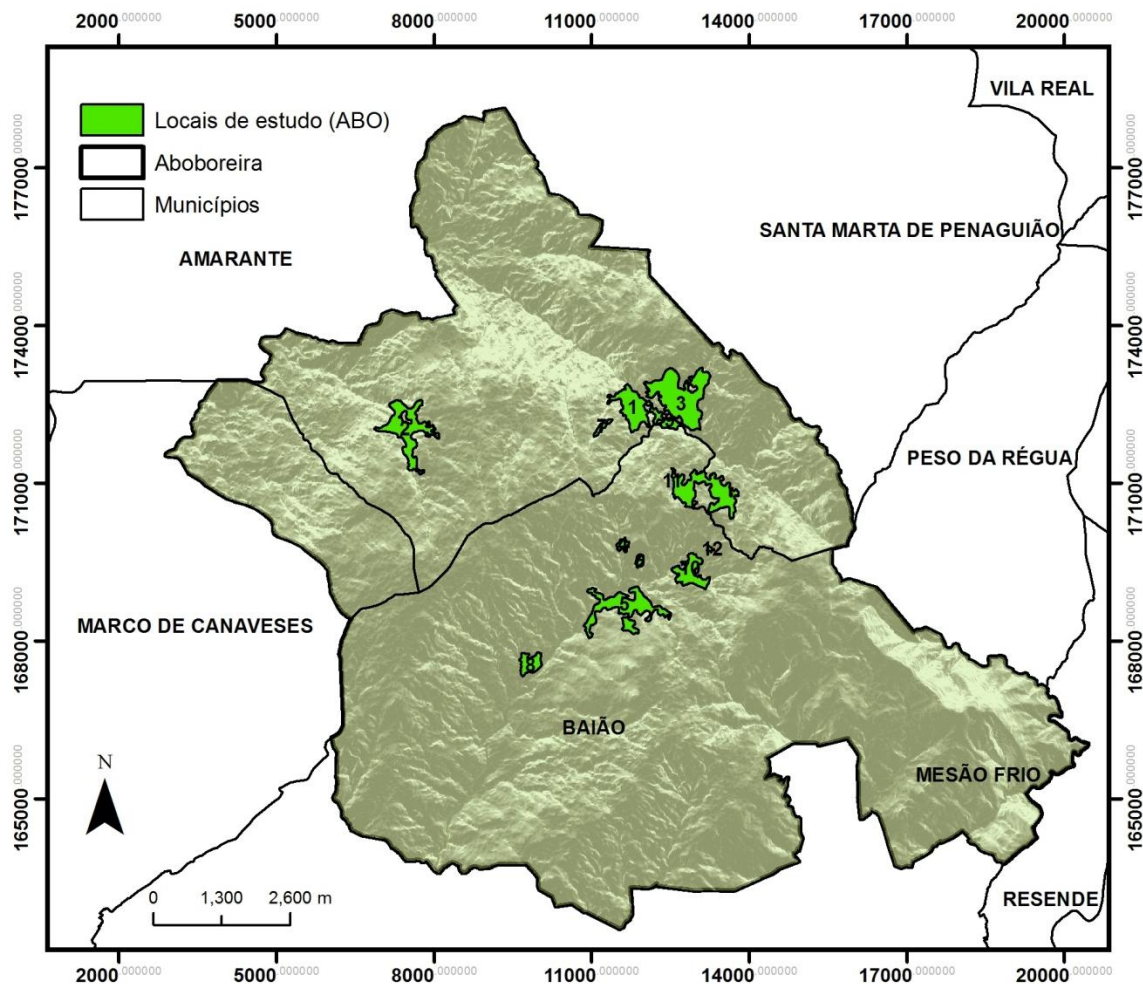


Figura 23 Localização das áreas de estudo (ABO). 1 (Pardinhas – ABO1), 2 (Carvalho de Rei – ABO2), 3 (Carneiro – ABO3), 4 (Queimadas – ABO4), 5 (Loivos do Monte – ABO5), 6 (Rua do Pinhal – ABO6), 7 (Carvalho de Rei – ABO7), 8 (Ovil – ABO8), 9 (Noveleiras – ABO9), 10 (Aldeias – ABO10), 11 (Telões – ABO11) e 12 (Loivos do Monte-Cruzeiro – ABO12). Fonte: CAOP11, PROF-T e MDT.

Todos os locais encontram-se em cotas intermédias que variam entre os 490m e os 680m, existindo uma amplitude de apenas 190m. Em termos de declive a variação é maior e pode ir do próximo do plano (10^0) - ABO5, ABO6, ABO7 e ABO10 - até declives acentuados na ordem dos 40^0 - ABO1 e ABO9. Os declives, fazendo parte de um conjunto de fatores com forte influência na dinâmica das vertentes e na sua morfologia, são de extrema importância para a caracterização dos locais, pois estão implicados nos

processos morfogenéticos que aceleram o desgaste e o transporte nas vertentes, afetando assim diretamente as características e riqueza do solo e condicionando a espécie e as condições da espécie de árvore dominante.

Tabela 13 Características fisiobiogeográficas por local de estudo. ABO1 (Pardinhas), ABO2 (Carvalho de Rei), ABO3 (Carneiro), ABO4 (Queimadas), ABO5 (Loivos do Monte), ABO6 (Rua do Pinhal), ABO7 (Carvalho de Rei), ABO8 (Ovil), ABO9 (Noveleiras), ABO10 (Aldeias), ABO11 (Telões) e ABO12 (Loivos do Monte-Cruzeiro).

	Nome do local	Localização (UTM)	Altitude (m)	Inclinação (graus)	Sombreamento	Exposição de vertente	Cobertura Copa (%)	Espécies (Pyrenaica/Robur%)	Diâmetro (cm)
ABO1	Pardinhas	29N 584422 4563785	550	40	200	360	70	10/90	70
ABO2	Carvalho de Rei	29N 580112 4563311	570	30	200	360	80	20/80	70
ABO3	Carneiro	29N 585389 4563893	610	25	250	135	70	10/90	80
ABO4	Queimada	29N 584273 4561195	660	20	230	250	40	40/60	50
ABO5	Loivos do Monte	29N 584345 4560045	580	10	210	70	70	10/90	80
ABO6	Rua do Pinhal	29N 584594 4560873	630	10	240	260	50	100/0	80
ABO7	Carvalho de Rei	29N 583820 4563378	670	10	200	60	70	10/90	100
ABO8	Ovil	29N 582525 4558869	520	20	250	260	100	10/90	80
ABO9	Noveleiras	29N 585053 4563511	490	40	180	300	90	0/100	70
ABO10	Aldeia	29N 585490 4560632	630	10	215	360	80	40/60	90
ABO11	Telões	29N 58586 4562399	640	30	210	140	80	50/50	80
ABO12	Loivos do Monte - Cruzeiro	29N 585924 4561128	680	30	240	260	80	90/0/10(Pinheiro)	80

A exposição de vertentes juntamente com o seu declive contribui para as diferenças na quantidade de insolação recebida. As vertentes orientadas a Sul são ensolaradas, ao passo que as vertentes voltadas a Norte só recebem radiação direta quando a altura do sol é superior ao declive da vertente. O sombreamento dos locais em estudo reflete isso mesmo e mostrando que as vertentes mais expostas a radiação solar são aquelas voltadas a Sul e com maiores declives, caso dos locais ABO5 e ABO7 (tabela 13).

A cobertura média da copa influencia o grau de humidade e sombreamento no interior do carvalhal, o que por sua vez influencia as espécies que o constituem. Em princípio, quanto maior o diâmetro, mais antiga é a árvore e maior é a sua copa. Um carvalhal com carvalhos de grande diâmetro de tronco é característico de florestas estáveis e com elevada taxa de cobertura de copa.

O índice de similaridade de Pinkham e Pearson (B) utiliza os dados das características em estudo por local e estabelece os valores de similaridade para todos os pares de locais, mostrando o quanto eles são, ou não, semelhantes. Podemos observar pela tabela abaixo que os locais que apresentam maior similaridade são os ABO1 e ABO2, pelo contrário aqueles que mais se diferenciam são os locais ABO4 e ABO7, estes dois locais apresentam um índice de 0.611, sendo o valor mais baixo de similaridade entre locais (tabela 14). O

valor de B mais baixo é, portanto, o 0.611 o que indica que mesmo com alguma diferença os locais apresentam alguma similaridade entre si.

Tabela 14 Matriz de similaridade entre locais considerando as características fisiobiogeográficas. ABO1 (Pardinhas), ABO2 (Carvalho de Rei), ABO3 (Carneiro), ABO4 (Queimadas), ABO5 (Loivos do Monte), ABO6 (Rua do Pinhal), ABO7 (Carvalho de Rei), ABO8 (Ovil), ABO9 (Noveleiras), ABO10 (Aldeias), ABO11 (Telões) e ABO12 (Loivos do Monte-Cruzeiro).

	ABO1	ABO2	ABO3	ABO4	ABO5	ABO6	ABO7	ABO8	ABO9	ABO10	ABO11	ABO12
ABO1	1	0.9317	0.7628	0.6972	0.7034	0.7113	0.6563	0.7571	0.9003	0.7843	0.7834	0.8107
ABO2	0.9317	1	0.7821	0.7181	0.7022	0.7156	0.6543	0.796	0.872	0.8244	0.8511	0.8781
ABO3	0.7628	0.7821	1	0.7301	0.7849	0.7603	0.7258	0.8119	0.7085	0.7279	0.911	0.8474
ABO4	0.6972	0.7181	0.7301	1	0.628	0.7999	0.611	0.7824	0.6695	0.6899	0.7057	0.7804
ABO5	0.7034	0.7022	0.7849	0.628	1	0.7965	0.9125	0.701	0.6397	0.8093	0.7691	0.7009
ABO6	0.7113	0.7156	0.7603	0.7999	0.7965	1	0.7531	0.7976	0.6792	0.8553	0.726	0.8141
ABO7	0.6563	0.6543	0.7258	0.611	0.9125	0.7531	1	0.6345	0.5932	0.802	0.7241	0.6763
ABO8	0.7571	0.796	0.8119	0.7824	0.701	0.7976	0.6345	1	0.8007	0.7661	0.7763	0.8652
ABO9	0.9003	0.872	0.7085	0.6695	0.6397	0.6792	0.5932	0.8007	1	0.7275	0.7672	0.8085
ABO10	0.7843	0.8244	0.7279	0.6899	0.8093	0.8553	0.802	0.7661	0.7275	1	0.762	0.7945
ABO11	0.7834	0.8511	0.911	0.7057	0.7691	0.726	0.7241	0.7763	0.7672	0.762	1	0.8924
ABO12	0.8107	0.8781	0.8474	0.7804	0.7009	0.8141	0.6763	0.8652	0.8085	0.7945	0.8924	1

A tabela 15 permite agrupar os locais em três grandes grupos de semelhança de acordo com as suas características. Podemos observar que o grupo dos ABO1, ABO2 e ABO9 são os que possuem um grau de similaridade médio maior, 0.792, como tal são o grupo que apresenta uma menor variação em termos das suas características de declive, exposição de vertentes, sombreamento e características inerentes à árvore dominante, copa e diâmetro do tronco. O local ABO4 embora pertença ao segundo grupo - dos ABO3, ABO4, ABO8, ABO11 e ABO12 - apresenta um grau de diferença maior comparativamente aos outros locais, com um índice de B médio de 0.718.

Tabela 15 Tabela ordenada por grupos de similaridade dos locais em relação às suas características fisiobiogeográficas. ABO1 (Pardinhas), ABO2 (Carvalho de Rei), ABO3 (Carneiro), ABO4 (Queimadas), ABO5 (Loivos do Monte), ABO6 (Rua do Pinhal), ABO7 (Carvalho de Rei), ABO8 (Ovil), ABO9 (Noveleiras), ABO10 (Aldeias), ABO11 (Telões) e ABO12 (Loivos do Monte-Cruzeiro).

	ABO2	ABO1	ABO9	ABO11	ABO3	ABO12	ABO8	ABO4	ABO7	ABO5	ABO10	ABO6
Diâmetro	70	70	70	80	80	80	80	50	100	80	90	80
Cobertura Copa	80	70	90	80	70	80	100	40	70	70	80	50
Inclinação	30	40	40	30	25	30	20	20	10	10	10	10
Exposição de vertente	360	360	300	140	135	260	260	250	60	70	360	260
Sombreamento	200	200	180	210	250	240	250	230	200	210	215	240
Altitude	570	550	490	640	610	680	520	660	670	580	630	630
	← 0.792						0.718 →					

4.3.2 Análise quantitativa

Os mapas e tabela seguintes refletem a análise quantitativa dos locais de estudo na Aboboreira (tabela 16 e figuras 25 e 26).

Tabela 16 Resultados da análise das métricas da paisagem por local de estudo. ABO1 (Pardinhas), ABO2 (Carvalho de Rei), ABO3 (Carneiro), ABO4 (Queimadas), ABO5 (Loivos do Monte), ABO6 (Rua do Pinhal), ABO7 (Carvalho de Rei), ABO8 (Ovil), ABO9 (Noveleiras), ABO10 (Aldeias), ABO11 (Telões) e ABO12 (Loivos do Monte-Cruzeiro).

	AREA	PERIM	GYRATE	PARA	SHAPE	FRAC	CIRCLE	CONTIG	CORE	NCORE	CAI
ABO1	32.7600	4680	242.1659	142.8571	2.0172	1.1126	0.5960	0.9192	9.2400	1	28.2051
ABO2	48.9600	9360	353.3959	191.1765	3.3429	1.1843	0.7205	0.8916	2.9600	2	6.0458
ABO3	73.3600	7920	370.4178	107.9607	2.3023	1.1241	0.5169	0.9392	25.4400	2	34.6783
ABO4	3.5600	1080	74.7277	303.3708	1.4211	1.0684	0.3875	0.8277	0.0000	0	0.0000
ABO5	50.0800	10360	396.3896	206.8690	3.6479	1.1977	0.7713	0.8831	3.5200	5	7.0288
ABO6	2.0400	840	59.8003	411.7647	1.4000	1.0777	0.6392	0.7712	0.0000	0	0.0000
ABO7	3.0800	1360	107.4647	441.5584	1.8889	1.1280	0.8310	0.7532	0.0000	0	0.0000
ABO8	12.3600	2120	142.3273	171.5210	1.4722	1.0700	0.5344	0.9013	1.0800	1	8.7379
ABO9	9.3200	2760	162.2774	296.1373	2.2258	1.1425	0.7434	0.8326	0.0000	0	0.0000
ABO10	21.9200	4280	212.2829	195.2555	2.2766	1.1344	0.5237	0.8911	0.9200	1	4.1971
ABO11	49.3200	8800	395.0850	178.4266	3.0986	1.1742	0.7286	0.8978	4.8800	2	9.8946
ABO12	0.7600	480	34.7932	631.5789	1.3333	1.0715	0.4624	0.6579	0.0000	0	0.0000

As manchas em estudo apresentam uma grande variação de área, algumas não atingem 1ha enquanto outras ultrapassam os 50ha, sendo que em média as manchas têm 25.65 ± 24.60 ha. A variação de área juntamente com o tipo de forma faz variar o perímetro das mesmas, daí a área não varie necessariamente de modo proporcional com o perímetro.

O raio de giração (GYRATE) revela que os ABO2, ABO3, ABO5 e ABO11 são as manchas mais alongadas, o que também é visível na figura 21b. Este resultado é reforçado pelos valores obtidos para a métrica círculo circunscrito relacionado (CIRCLE). As manchas, com exceção dos ABO4 e ABO12, apresentam valores de CIRCLE superiores a 0.5 o que denota uma certa tendência para formas alongadas, também estas com baixos valores de GYRATE.

As manchas maiores apresentam valores menores de razão perímetro-área (PARA), assim a razão perímetro-área no local de estudo é tanto maior quanto menor a mancha. Isto é facilmente explicado pelo facto de as manchas menores terem um perímetro mais regular, serem manchas mais simples, com valores de FRAC mais próximos de 1, e as manchas maiores serem mais complexas, com dimensão fractal superior. Segundo o parâmetro SHAPE o ABO5 é o local que apresenta a mancha mais complexa, seguido do ABO2 e ABO11.

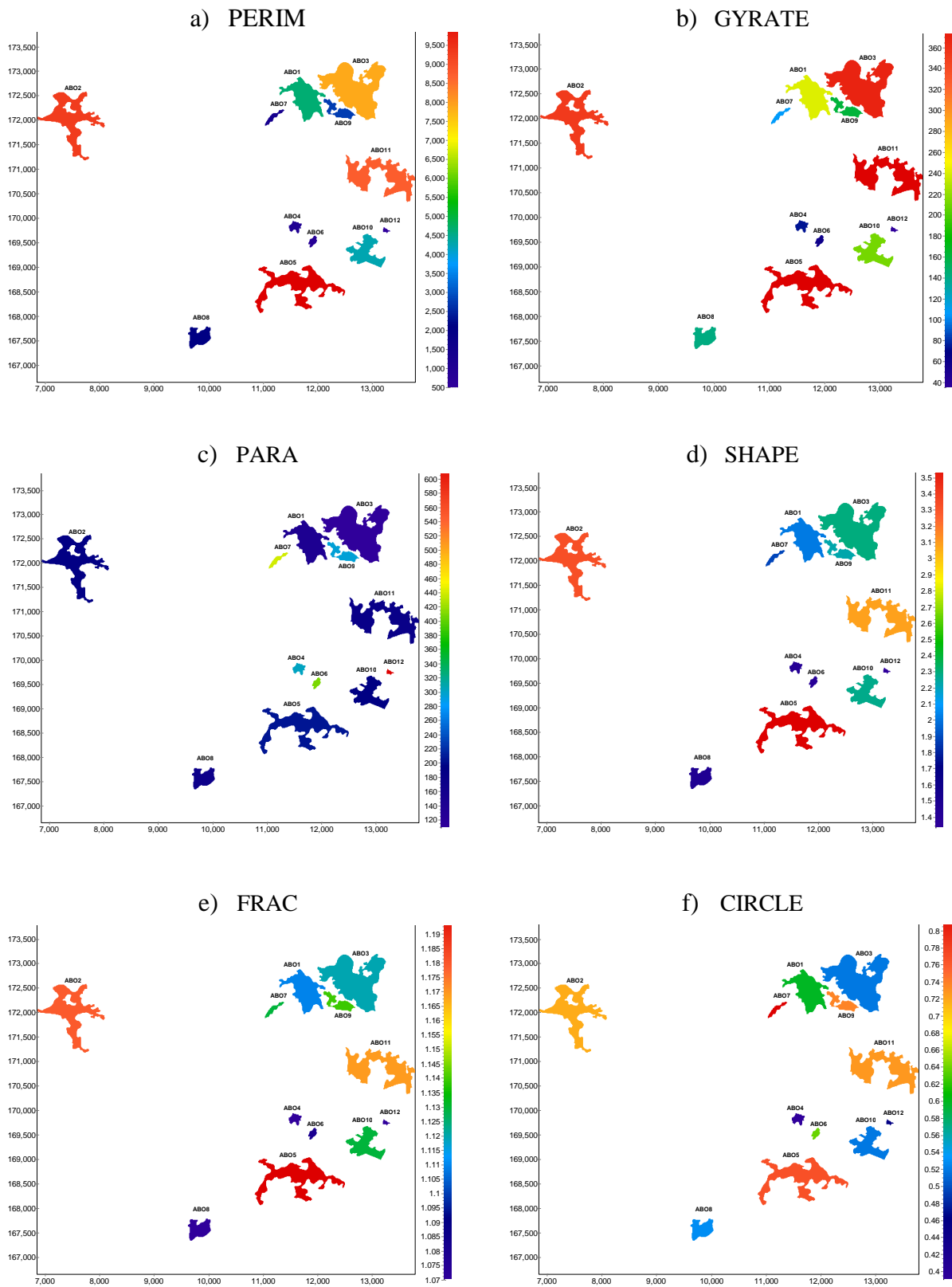


Figura 24 Mapa dos locais caracterizados por resultado das métricas em estudo. Mapa a) PERIM; b) GYRATE; c) PARA; d) SHAPE; e) FRAC; e f) CIRCLE. Fonte: Cos90.

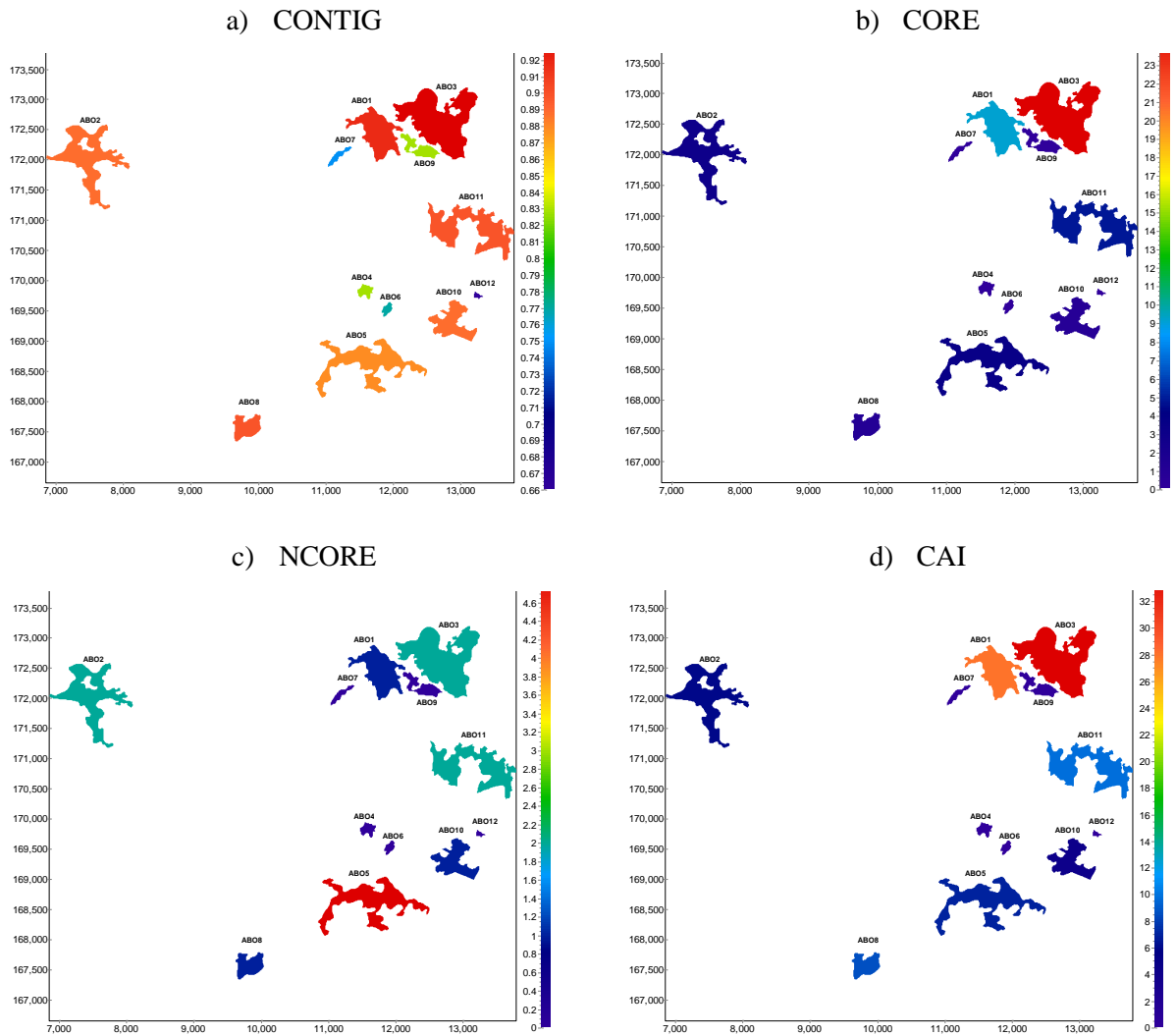


Figura 25 Mapa dos locais caracterizados por resultado das métricas em estudo. Mapa a) CONTIG; b) CORE; c) NCORE; e d) CAI. Fonte: COS90.

Todos os locais apresentam valores de CONTIG, índice de contiguidade, superiores a 0.5 a alguns muito próximos de 1, significando isto que existe uma boa conectividade das manchas.

Os ABO4, ABO6, ABO7, ABO9 e ABO12 são manchas tão pequenas que não apresentam área de núcleo (CORE), o que implica que toda a mancha seja considerada ecótono. Os ABO2 e ABO5 apesar de possuírem uma grande área de mancha têm uma pequena parcela de carvalho considerada de floresta interior, isto resulta da grande complexidade das suas manchas, com perímetros muito recortados e manchas alongadas. A forma da mancha pode possibilitar a formação de mais do que um núcleo por local, estes núcleos funcionam como manchas separadas, uma vez que a rodeá-los se encontram florestas de características diferentes. O ABO5 possui 5 núcleos (NCORE) e as restantes manchas com condições para possuírem área de características interiores possuem 2 a 3 subáreas (figura 26c e tabela 16). Nenhum dos

núcleos representa mais de 50% da mancha (CAI), a maior percentagem pertence aos ABO1 e ABO3, apesar de existir grande diferença de área total entre as duas manchas (AREA) a diferença entre CAI não é tão significativa, o que vem uma vez mais salientar a complexidade da forma da mancha 3 e o impacto que esta exerce sobre o habitat.

A tabela 17 mostra a matriz de similaridade para os locais escolhidos relacionando-os com o valor das métricas.

Tabela 17 Matriz de similaridade entre locais considerando os resultados da análise quantitativa. ABO1 (Pardinhas), ABO2 (Carvalho de Rei), ABO3 (Carneiro), ABO4 (Queimadas), ABO5 (Loivos do Monte), ABO6 (Rua do Pinhal), ABO7 (Carvalho de Rei), ABO8 (Ovil), ABO9 (Noveleiras), ABO10 (Aldeias), ABO11 (Telões) e ABO12 (Loivos do Monte-Cruzeiro).

	ABO1	ABO2	ABO3	ABO4	ABO5	ABO6	ABO7	ABO8	ABO9	ABO10	ABO11	ABO12
ABO1	1	0.6342	0.7123	0.394	0.5866	0.3882	0.4192	0.6588	0.5104	0.7414	0.6711	0.3283
ABO2	0.6342	1	0.6934	0.3476	0.8752	0.3496	0.3795	0.5828	0.4658	0.6686	0.8981	0.2865
ABO3	0.7123	0.6934	1	0.3583	0.6204	0.3413	0.3627	0.5239	0.4373	0.5944	0.7234	0.3148
ABO4	0.394	0.3476	0.3583	1	0.3425	0.8548	0.8289	0.4996	0.7544	0.4223	0.345	0.7429
ABO5	0.5866	0.8752	0.6204	0.3425	1	0.3419	0.3794	0.5382	0.4574	0.6027	0.8439	0.2801
ABO6	0.3882	0.3496	0.3413	0.8548	0.3419	1	0.8374	0.4576	0.7245	0.3904	0.3479	0.791
ABO7	0.4192	0.3795	0.3627	0.8289	0.3794	0.8374	1	0.4764	0.7992	0.4278	0.3799	0.7008
ABO8	0.6588	0.5828	0.5239	0.4996	0.5382	0.4576	0.4764	1	0.5654	0.7726	0.5939	0.3912
ABO9	0.5104	0.4658	0.4373	0.7544	0.4574	0.7245	0.7992	0.5654	1	0.5548	0.465	0.6262
ABO10	0.7414	0.6686	0.5944	0.4223	0.6027	0.3904	0.4278	0.7726	0.5548	1	0.6279	0.3428
ABO11	0.6711	0.8981	0.7234	0.345	0.8439	0.3479	0.3799	0.5939	0.465	0.6279	1	0.2864
ABO12	0.3283	0.2865	0.3148	0.7429	0.2801	0.791	0.7008	0.3912	0.6262	0.3428	0.2864	1

Podemos observar que o ABO2 e o ABO11 apresentam um valor de similaridade de 0.8981, o valor mais alto de B, estes dois locais são, portanto, para as métricas analisadas as manchas que mais se parecem. É também notória a grande diferença entre os locais ABO11 e ABO12. Se observarmos as manchas verifica-se que estas diferem bastante quer em termos de área quer em termos de forma, assim o seu baixo valor de similaridade é facilmente compreendido. Os locais ABO4, ABO6, ABO7, ABO9 e ABO12 formam um grupo de locais bastante diferente dos restantes, apresentando um índice de Pinkham e Pearson médio bastante baixo, 0.395, a separa-los dos restantes.

Se agruparmos os locais pelo índice de similaridade verifica-se que o valor das métricas se assemelha entre locais com elevado índice B (tabela 18). Os resultados do índice apresentam quatro grandes grupos de similaridade.

Tabela 18 Tabela ordenada por grupos de similaridade dos locais em relação aos resultados da análise quantitativa. ABO1 (Pardinhas), ABO2 (Carvalho de Rei), ABO3 (Carneiro), ABO4 (Queimadas), ABO5 (Loivos do Monte), ABO6 (Rua do Pinhal), ABO7 (Carvalho de Rei), ABO8 (Ovil), ABO9 (Noveleiras), ABO10 (Aldeias), ABO11 (Telões) e ABO12 (Loivos do Monte-Cruzeiro).

	ABO11	ABO2	ABO5	ABO3	ABO1	ABO10	ABO8	ABO6	ABO4	ABO7	ABO9	ABO12
CONTIG	0.90	0.89	0.88	0.94	0.92	0.89	0.90	0.77	0.83	0.75	0.83	0.66
FRAC	1.17	1.18	1.20	1.12	1.11	1.13	1.07	1.08	1.07	1.13	1.14	1.07
CIRCLE	0.73	0.72	0.77	0.52	0.60	0.52	0.53	0.64	0.39	0.83	0.74	0.46
SHAPE	3.10	3.34	3.65	2.30	2.02	2.28	1.47	1.40	1.42	1.89	2.23	1.33
NCORE	2.00	2.00	5.00	2.00	1.00	1.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
CORE	4.88	2.96	3.52	25.44	9.24	0.92	1.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
CAI	9.89	6.05	7.03	34.68	28.21	4.20	8.74	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
AREA	49.32	48.96	50.08	73.36	32.76	21.92	12.36	2.04	3.56	3.08	9.32	0.76
PARA	178.43	191.18	206.87	107.96	142.86	195.26	171.52	411.76	303.37	441.56	296.14	631.58
GYRATE	395.09	353.40	396.39	370.42	242.17	212.28	142.33	59.80	74.73	107.46	162.28	34.79
PERIM	8800.00	9360.00	10360.00	7920.00	4680.00	4280.00	2120.00	840.00	1080.00	1360.00	2760.00	480.00
<div> <div></div> <div></div> <div></div> <div></div> <div></div> <div></div> <div></div> <div></div> <div></div> <div></div> <div></div> <div></div> <div></div> </div>												
<div> <div></div> <div></div> <div></div> <div></div> <div></div> <div></div> <div></div> <div></div> <div></div> <div></div> <div></div> <div></div> <div></div> </div>												
<div> <div></div> <div></div> <div></div> <div></div> <div></div> <div></div> <div></div> <div></div> <div></div> <div></div> <div></div> <div></div> <div></div> </div>												

4.3.3 Similaridade entre locais

Após a análise individual da similaridade dos locais para as características fisiobiogeográficas e para as métricas da paisagem procedeu-se à determinação da similaridade destes tendo em linha de conta o conjunto de dados em estudo (características fisiobiogeográficas e métricas da paisagem).

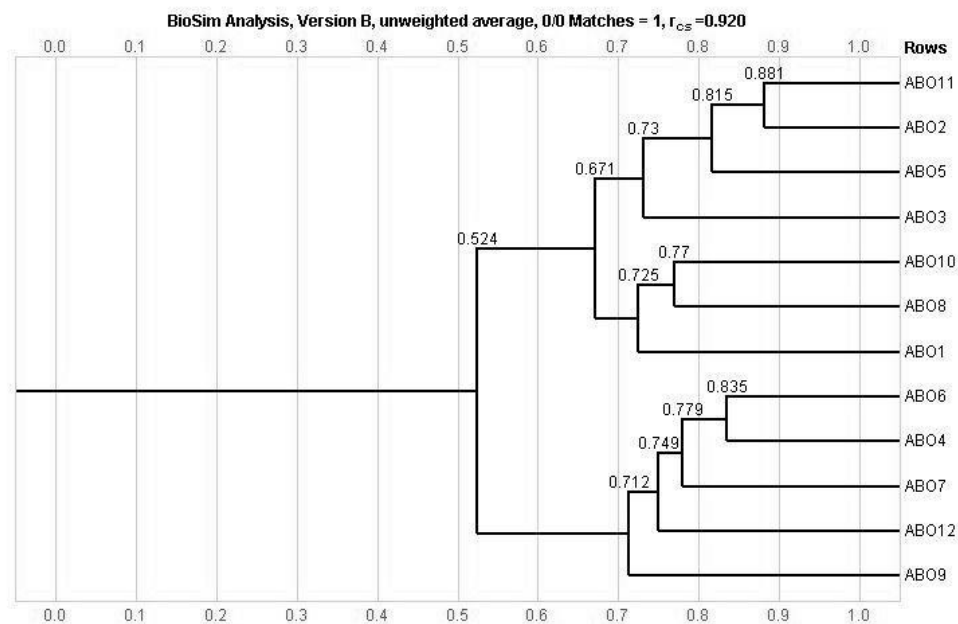


Figura 26 Dendrograma de similaridade entre locais. ABO1 (Pardinhas), ABO2 (Carvalho de Rei), ABO3 (Carneiro), ABO4 (Queimadas), ABO5 (Loivos do Monte), ABO6 (Rua do Pinhal), ABO7 (Carvalho de Rei), ABO8 (Ovil), ABO9 (Noveleiras), ABO10 (Aldeias), ABO11 (Telões) e ABO12 (Loivos do Monte-Cruzeiro).

A figura 27 mostra o dendrograma resultante. O coeficiente de correlação de toda a análise (r_{cs}) é 0.90 e todos os locais têm no mínimo um índice de B médio igual a 0.524. na figura 27 é ainda visível a existência de três grandes grupos, o que contém os ABO2, ABO3, ABO5, ABO11 e os ABO1, ABO8 e ABO10 e os ABO4, ABO6, ABO7, ABO9 e ABO12. Os locais que os constituem têm uma similaridade mínima média de 0.712 e máxima de 0.73. Os locais mais parecidos entre si são o ABO2 e ABO11 e os ABO4 e ABO6.

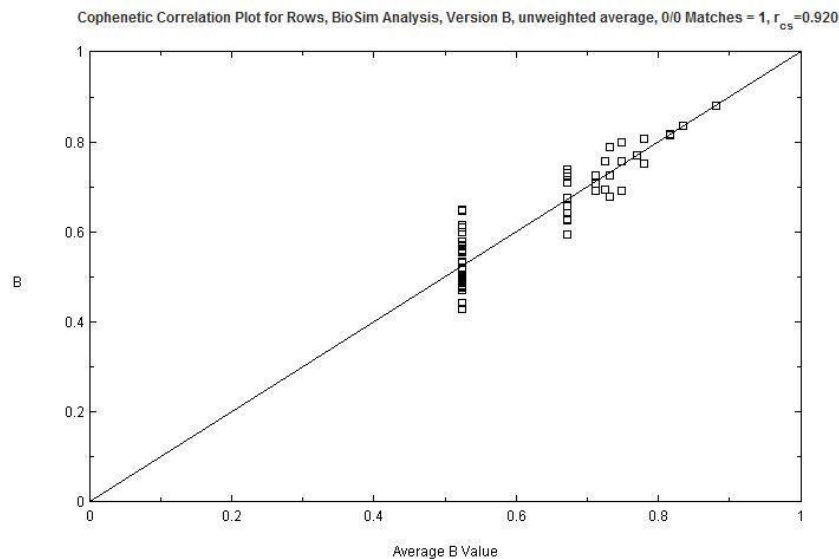


Figura 27 Correlação co-fenética dos locais. Fonte: características fisiobiogeográficas e métricas da paisagem

A figura 28 mostra a correlação co-fenética dos locais. Este tipo de gráfico confere informação sobre a robustez do dendrograma. Como podemos analisar pela leitura do gráfico todos os pontos estão distribuídos próximos da reta, logo o dendrograma é uma boa representação da relação entre os locais, também reforçado pelo valor elevado do coeficiente de correlação co-fenético ($r_{cs} = 0.920$).

4.3.4 Conectividade entre carvalhais

A aplicação de índices de conectividade permitiu a determinação de áreas conectadas entre si, criando conjuntos que se dominam componentes. As ligações entre manchas e os componentes encontram-se representados nos mapas da figura 29.

O mapa da direita, figura 29a, mostra as áreas de influência para cada mancha numa distância de 200m a contar do ecótono. Podemos também observar as ligações entre manchas para essa distância. Cada conjunto de manchas com conectividade entre si forma um componente, quanto maior a conectividade da paisagem

menor o número de componentes. Uma mancha que não apresenta conectividade com qualquer outra mancha é por si só um componente.

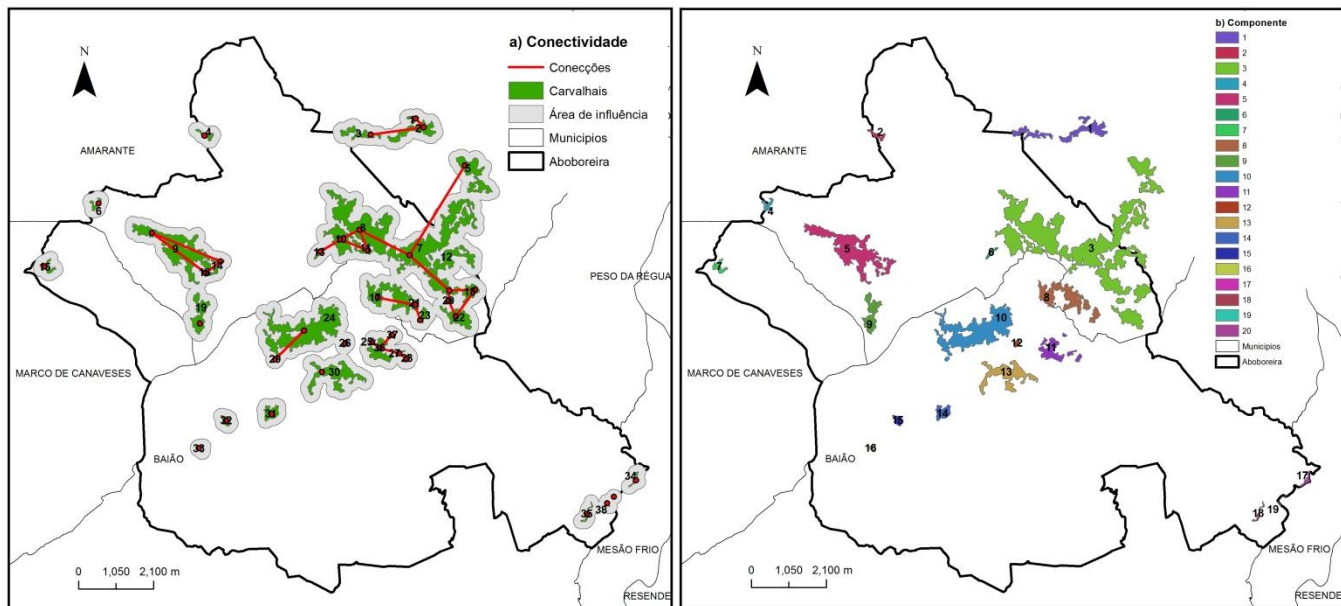


Figura 28 a) Conectividade entre as diversas manchas de carvalho, num raio de ação de 200m b) Mapa de componentes da Aboboreira. Fonte: COS90 e PROF-T.

No mapa da esquerda da figura 29b podemos ver a existência de 20 componentes diferentes na área de estudo, 14 dos quais são apenas manchas isoladas. Os componentes com maior número de manchas associadas encontram-se sobretudo no Município de Amarante, local onde existem as manchas de carvalho melhor preservadas.

4.3.4.1 Índices binários

Com o resultado dos índices binários foram produzidos mapas, figura 30, de modo a ser facilmente visualizada a localização das áreas melhor conectadas.

O número de ligações (NL) é tanto maior quanto maior a conectividade entre manchas, assim as manchas com maior número de ligações, e por conseguinte mais conectadas, são as 7, 8, 12 e 36. As manchas 7, 8 e 12 fazem parte do mesmo componente. As manchas com NL igual a zero correspondem a manchas isoladas. O mapa mostra que a zona Noroeste do mapa apresenta as manchas de maior valor de NL, assim conclui-se que existe um maior número de manchas de carvalho e que estas se encontram melhor conectadas.

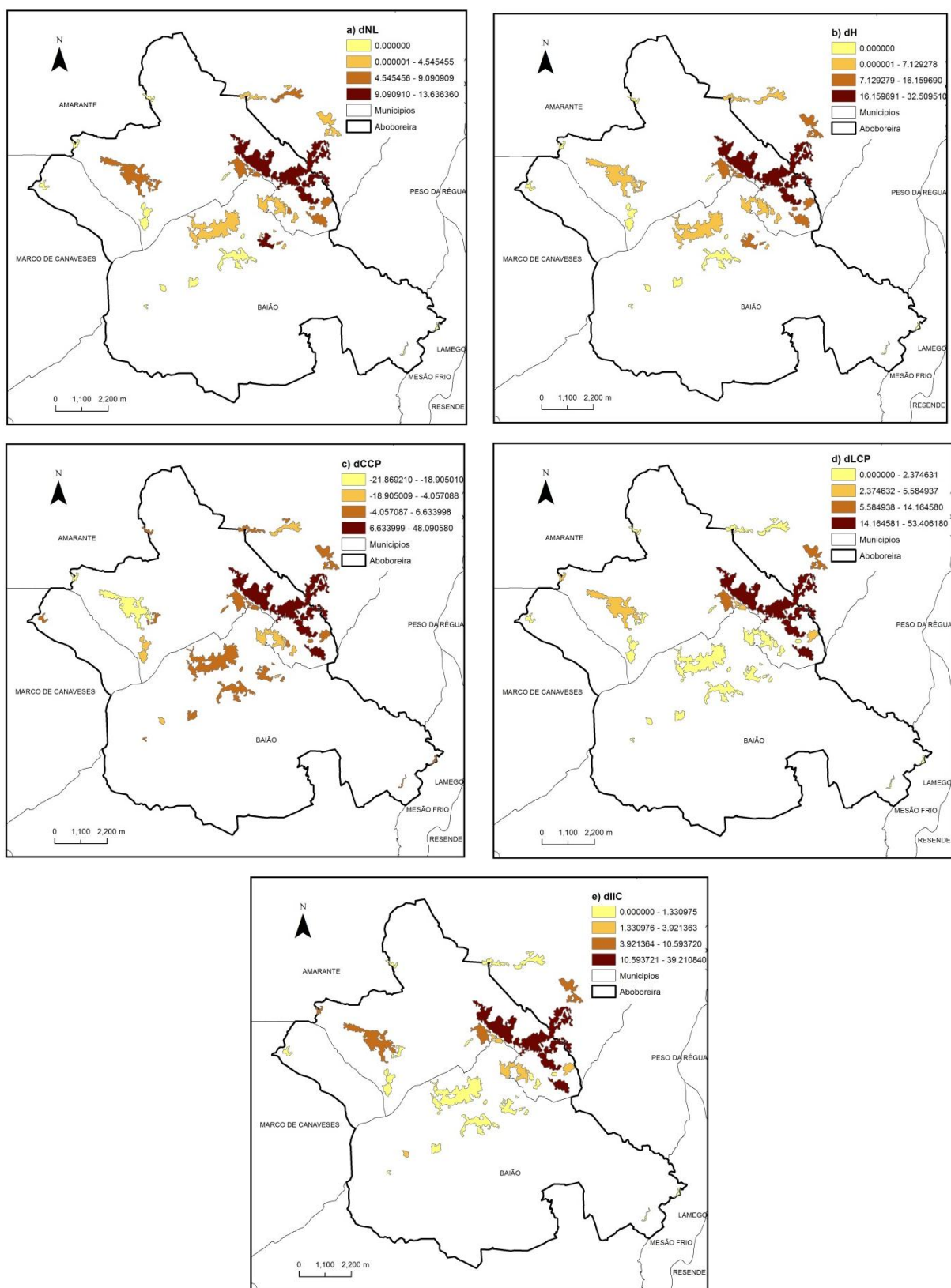


Figura 29 Resultados da aplicação dos índices binários de conectividade para a Aboboreira. a) dNL, b) dH, c) dCCP, d) dLCP e e) dIIC. Fonte: COS90 e PROF-T.

Quanto maior a conectividade maior o valor do índice de Harary (H), assim as manchas com melhor conectividade são as 7, 8 e 12, que tal com já previamente referido pertencem ao mesmo componente e são também aquelas que apresentam maior número de ligações (NL).

A probabilidade de coincidência de classe (CCP) varia entre 0 e 1 e aumenta com o aumento da conectividade. Uma vez que o atributo estudado é a área o resultado pode ser interpretado como a probabilidade de duas manchas da mesma classe/habitat pertencerem ao mesmo componente. Como seria de prever as manchas com maior probabilidade para este índice são as já referidas para índices anteriores e tidas como as melhores conectadas. Assim as manchas 7, 8 e 12 apresentam os valores mais elevados.

A probabilidade de coincidência de paisagem (LCP) aumenta, tal como o índice anterior, com o aumento da conectividade entre manchas. Este índice pode ser definido como a probabilidade de dois seres escolhidos aleatoriamente na paisagem pertencerem ao mesmo componente. O CCP e o LCP são generalizações do grau de coerência de Jaeger, com a diferença de considerarem componentes em vez de manchas individuais (S. Saura & L. Pascual-Hortal, 2007). As manchas com maior probabilidade são as 7, 8, 12 e ainda a mancha 22.

O índice integral de conectividade (IIC) é um índice recomendado pelos autores do programa como o melhor índice binário executado pelo CS22 (Santiago Saura & Lucía Pascual-Hortal, 2007), mais uma vez este índice vem reforçar o já anteriormente descrito, as manchas 7, 8, 12 e eventualmente a mancha 22 são as manchas com melhor conectividade.

4.3.4.2 Índices probabilidade

Os mapas abaixo representam os índices de fluxo (dF), fluxo de área ponderada (dAWF) e de probabilidade de conectividade (dPC), figura 31.

O índice de fluxo (F) é a soma das probabilidades de dispersão entre pares de nódulos (Urban & Keitt, 2001), assim quanto maior o F maior a probabilidade de dispersão, maior conectividade. Mais uma vez as manchas com maior fluxo são as pertencentes ao componente 3, figura 27a. O índice de fluxo de área ponderada (AWF) é similar à métrica anterior, mas neste caso as probabilidades de dispersão são multiplicadas pela área das manchas. Assim as áreas maiores passam a ter um maior peso na conectividade, de acordo com as previsões as áreas com maior AWF são dentro das manchas com maior conectividade aquelas que possuem mais área, tal como ao ABO8.

O índice de probabilidade de conectividade (PC), é recomendado pelos autores como o melhor índice para análises de conectividade executado pelo CS22, apresentando diversas melhorias quando comparado com

outros índices quer binários, quer probabilísticos (Santiago Saura & Lucía Pascual-Hortal, 2007). O PC varia entre 0 e 1 e aumenta com o aumento da conectividade.

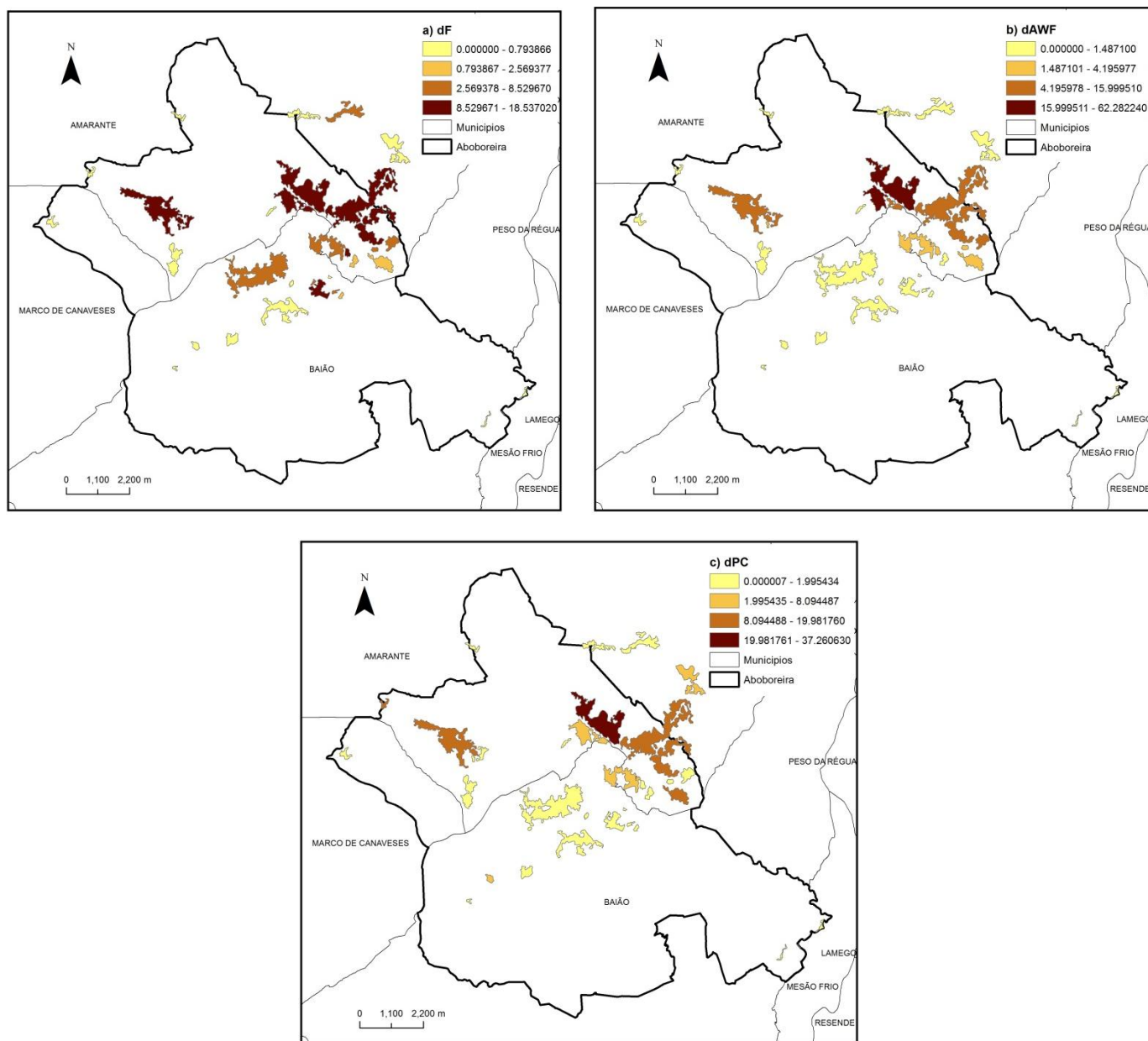


Figura 30 Resultados da aplicação dos índices de probabilidade de conectividade para a Aboboreira. a) dF, b) dAWF e c) dPC. Fonte: COS90 e PROF-T.

Algumas das manchas florestais apresentam percentagens de dPC tão altas quanto 37%, figura 31c, o que representa mais de 14 vezes a importância que cada uma das 39 manchas teria se a relevância para a conectividade fosse a mesma para todas (2.56%). Isto reflete a existência de área chave para a

conectividade na paisagem analisada. A análise mostra que as áreas com maior importância para a conectividade, áreas críticas, se circunscrevem ao componente 3.

4.3.4.3 Conectividade entre locais de estudo

A aplicação do índice de probabilidade de conectividade (PC) para análise da importância das manchas florestais permitiu identificar e priorizar as manchas que melhor contribuem para a conectividade florestal da Aboboreira (figura 32).

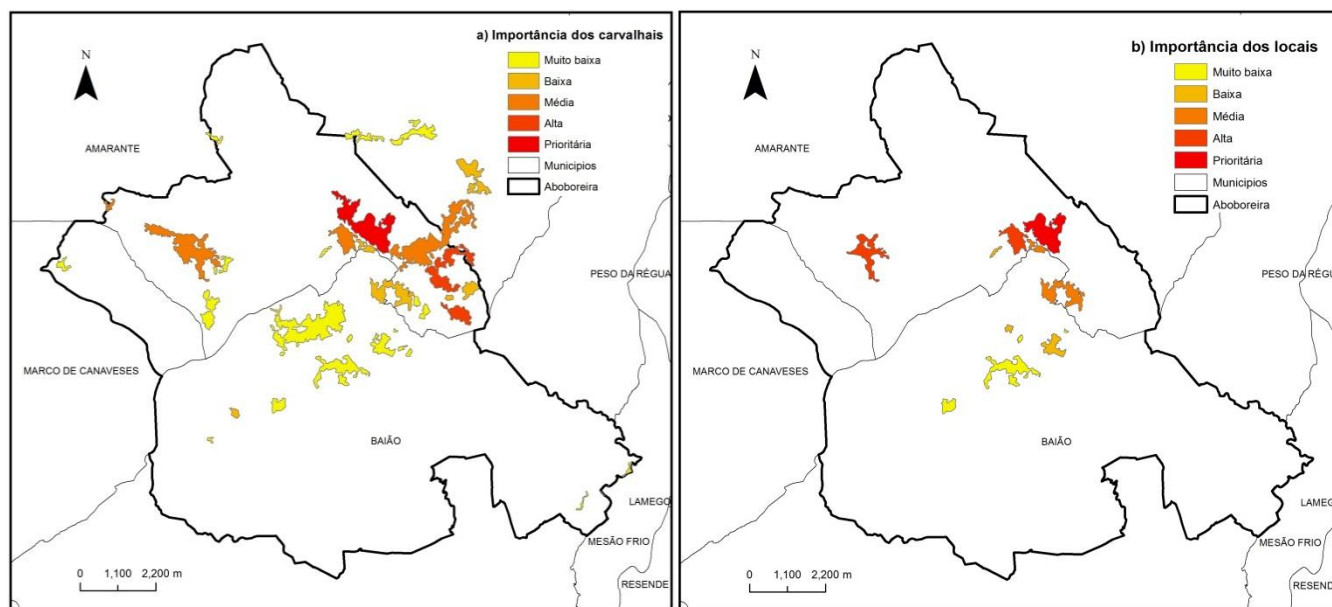


Figura 31 Importância das a) manchas florestais e b) locais escolhidos para a conectividade florestal da Aboboreira. Fonte: COS90 e PROF-T.

Os resultados do PC são reforçados pelos resultados dos índices binários e pelos restantes índices de probabilidade. Todos eles identificam as mesmas áreas como locais de maior conectividade e importância para a preservação das espécies em estudo.

Estes resultados são particularmente importantes porque permitem concentrar os esforços de conservação nas áreas florestais mais importantes para a manutenção da conectividade, locais onde a perda ou degradação de habitat teria impactos colossais na rede de conectividade das manchas.

Alguns dos locais escolhidos para o estudo têm bastante importância para a conectividade dos carvalhais na paisagem da Aboboreira, quer como manchas inteiras, quer como parte integrante de manchas mais complexas. Os ABO1, ABO2 e ABO3 são manchas bastante relevantes em termos de conectividade e como

tal recebem aporte e conectam um grande grupo de outras manchas, será pois de esperar que estas manchas tenham uma grande diversidade específica e que contribuam para a colonização de espécies liquénicas por manchas que lhe estão conectadas.

4.3.5 Padrões de diversidade

Foram identificados 54 *taxa* pertencentes a 28 géneros de líquenes (figura 33). Embora haja *taxa* que aparecem em todos os locais, *Evernia prunastri* Huds.) M. Choisy & Werner, *Flavoparmelia caperata* (L.) Hale, *Lobaria scrobiculata* (Scop.) DC. in Lam & DC., *Nephroma laevigatum* Ach., *Parmelia sulcata* Taylor, *Parmotrema chinense* (Osbeck) Hale & Ahti e *Pertusaria amara* (Ach.) Nyl., algumas espécies, *Heterodermia obscurata* (Nyl.) Trevis., *Leptogium brebissonii* Mont., *Lobaria amplissima* (Scop.) Forss., *Pannaria rubiginosa* (Ach.) Bory, são exclusivas de locais com maior riqueza específica como os ABO3, ABO5 e ABO11.



Figura 32 Diversidade liquénica na Aboboreira, a) *Lobaria amplissima*, b) *Usnea* s. l. e c) *Lobaria pulmonaria*.

Entre os *taxa* considerados, quatro estão representados apenas por um único espécime (*Singletons*) e seis por dois espécimes (*Doubletons*), dez foram encontrados somente numa amostra (*Uniques*) e seis foram encontrados em duas amostras (*Duplicates*), tabela 19.

O local mais rico em *taxa* raros é o ABO3 com quatro *Uniques* e um *Duplicate*. No extremo oposto encontram-se os locais ABO4, ABO6 e ABO11 sem *taxa* raros.

Tabela 19 Distribuição por local (ABO) dos taxa raros. ABO1 (Pardinhas), ABO2 (Carvalho de Rei), ABO3 (Carneiro), ABO4 (Queimadas), ABO5 (Loivos do Monte), ABO6 (Rua do Pinhal), ABO7 (Carvalho de Rei), ABO8 (Ovil), ABO9 (Noveleiras), ABO10 (Aldeias), ABO11 (Telões) e ABO12 (Loivos do Monte-Cruzeiro).

Local	ABO1	ABO2	ABO3	ABO4	ABO5	ABO6	ABO7	ABO8	ABO9	ABO10	ABO11	ABO12
<i>Uniques</i>	0	1	3	0	1	0	3	0	0	1	0	0
<i>Duplicates</i>	2	1	2	0	0	2	3	0	1	1	0	1
<i>Singletons</i>	0	1	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Doubletons</i>	1	1	2	0	0	0	2	0	1	1	0	0

Os géneros com maior número de espécies são *Pertusaria* (6 espécies), *Parmelia* (5 espécies), *Usnea* (4 espécies) e *Ramalina* (4 espécies). Em relação ao fotobionte, a maioria das espécies (80%) possuem algas-verdes e apenas 20% cianobactérias. Entre os locais escolhidos o ABO3 é o que apresenta o maior número de líquenes com cianobactérias (28%) e o ABO7 a menor percentagem (8%). A forma de crescimento dominante é a do tipo foliáceo (57%) seguida pelos tipos fruticuloso (22%) e crustáceo (21%). O número de espécies variou entre 14 (ABO8) e 36 (ABO3), com uma riqueza média de 24 espécies demonstrando alguma heterogeneidade entre locais (tabela 20).

Tabela 20 Distribuição por local (ABO) dos *taxa* líquénicos em relação às suas características vegetativas e reprodutivas. ABO1 (Pardinhas), ABO2 (Carvalho de Rei), ABO3 (Carneiro), ABO4 (Queimadas), ABO5 (Loivos do Monte), ABO6 (Rua do Pinhal), ABO7 (Carvalho de Rei), ABO8 (Ovil), ABO9 (Noveleiras), ABO10 (Aldeias), ABO11 (Telões) e ABO12 (Loivos do Monte-Cruzeiro).

Local	Riqueza		Fotobionte		Fertilidade		Propágulos		Forma de crescimento		
	Espécies	Géneros	Alga verde	Cianobactéria	Fértil	Estéril	Isídio	Sorédio	Crustáceo	Foliáceo	Fruticuloso
ABO1	27	19	23	4	10	17	2	20	7	10	7
ABO2	26	19	19	7	14	12	5	13	6	12	5
ABO3	36	23	26	10	14	22	7	21	8	22	5
ABO4	16	12	14	2	9	7	2	11	5	9	1
ABO5	23	19	17	6	13	10	4	14	3	14	4
ABO6	27	21	21	6	14	13	3	17	5	14	6
ABO7	26	16	24	2	11	15	5	17	4	13	7
ABO8	14	13	12	2	5	9	1	12	3	7	3
ABO9	15	14	13	2	6	9	1	12	3	6	5
ABO10	29	21	24	5	12	17	3	21	5	14	8
ABO11	24	21	17	7	12	12	4	16	4	15	3
ABO12	25	21	19	6	10	15	5	16	4	15	5

4.3.6 Índices de biodiversidade

O índice de diversidade de Shanon-Wiener (H') indica uma maior diversidade para o ABO3, é reforçado pelo valor do índice de Simpson (D) para este local. O valor mais baixo de D para o ABO3 é indicativo de

que a probabilidade de dois indivíduos escolhidos ao acaso serem da mesma espécie é bastante pequena e inferior aos restantes locais.

Tabela 21 Índices de diversidade por local de estudo. ABO1 (Pardinhas), ABO2 (Carvalho de Rei), ABO3 (Carneiro), ABO4 (Queimadas), ABO5 (Loivos do Monte), ABO6 (Rua do Pinhal), ABO7 (Carvalho de Rei), ABO8 (Ovil), ABO9 (Noveleiras), ABO10 (Aldeias), ABO11 (Telões) e ABO12 (Loivos do Monte-Cruzeiro), N (número total de espécies).

Local	ABO1 (N=27)	ABO2 (N=26)	ABO3 (N=36)	ABO4 (N=16)	ABO5 (N=23)	ABO6 (N=27)	ABO7 (N=26)	ABO8 (N=14)	ABO9 (N=15)	ABO10 (N=29)	ABO11 (N=24)	ABO12 (N=25)	Geral (N=54)
Índice de Shannon (H')	1.347	1.325	1.482	1.142	1.312	1.353	1.346	1.092	1.105	1.386	1.304	1.327	–
Índice de Simpson (D)	0.038	0.040	0.027	0.060	0.037	0.036	0.036	0.067	0.066	0.033	0.040	0.038	0.003
Índice de Margalef (Du)	14.091	13.948	17.910	8.741	12.423	14.563	13.643	7.818	8.468	15.227	12.988	13.338	–
Índice de Berger-Parker (d)	0.071	0.081	0.056	0.096	0.085	0.082	0.074	0.109	0.111	0.073	0.085	0.079	0.007
Índice de Equitabilidade de Hill (modificado) (E)	8.979	8.769	10.807	7.302	9.636	9.463	9.301	7.068	7.048	9.829	8.864	9.166	–

O índice de Margalef é bastante simples e por isso as variações entre locais são mais visíveis, daí a sua incorporação neste estudo. Como seria de esperar os locais com menor número de espécies (ABO4, ABO8 e ABO9) apresentam menor diversidade e os locais com maior número de espécies maior diversidade (tabela 21). No entanto, o ABO1 apesar de possuir o mesmo número de espécies que o ABO6 possui um valor de diversidade menor, logo maior número de indivíduos. Entre estes dois locais, o ABO1 é o que possui maior probabilidade de ao serem retirados dois espécimes ao acaso eles pertencerem à mesma espécie, valor de índice de Simpson superior.

O índice de dominância de Berger-Parker considera a proporção da espécie com maior número de indivíduos, logo os ABO8 e ABO9 são os locais onde uma única espécie possui maior percentagem de aparição relativamente às restantes. O ABO3 apresenta um valor de dominância pequeno, assim como a Aboboreira em geral, o que indicia um grande número de espécies com um pequeno número de indivíduos. O índice de equitabilidade de Hill revela que o ABO3 é não só o local mais diverso como aquele que possui maior equitabilidade entre espécies, estas apresentam uma abundância semelhante. Por outro lado os ABO4, ABO8 e ABO9 possuem uma abundância relativa das espécies bastante divergente.

Os locais são portanto suficientemente distintos do ponto de vista da diversidade para permitir a análise de padrões de distribuição.

4.3.7 Valor de conservação

A maioria dos locais apresenta diversidade baixa ($50 \leq \text{IDLE} < 75$) a moderada ($75 \leq \text{IDLE} < 125$) característica de bosques perturbados por forte exploração agrícola, pastoreio ou silvicultura; ou de carvalhais jovens em resultado de abandono recente dessas atividades. Nestes locais são frequentes espécies nitrófilas e heliófilas dos géneros *Physconia* (*Ph. Distorta* (With.) Laundon, *Ph. Enteroxantha venusta* (Nyl.) Poelt, *Ph.*) ou *Parmelia* s. l. (*P. sulcata*, *P. tiliácea* (Hoffm.) Ach.), tabela 22. A eliminação de grande parte do estrato arbóreo original assim como do grau de cobertura da vegetação arbustiva subserial provoca alterações de luminosidade e favorece o aporte de substâncias nitrificadas, isto leva a que espécies esciófilas sejam substituídas por espécies de carácter oportunista e com limites de tolerância superiores (G. Aragón et al., 2008).

Tabela 22 Resultados da frequência (F), índice de qualidade (IC) e índice de diversidade de líquenes epifíticos (IDLE) para os locais estudados. ABO1 (Pardinhas), ABO2 (Carvalho de Rei), ABO3 (Carneiro), ABO4 (Queimadas), ABO5 (Loivos do Monte), ABO6 (Rua do Pinhal), ABO7 (Carvalho de Rei), ABO8 (Ovil), ABO9 (Noveleiras), ABO10 (Aldeias), ABO11 (Telões) e ABO12 (Loivos do Monte-Cruzeiro).

Local	ABO1	ABO2	ABO3	ABO4	ABO5	ABO6	ABO7	ABO8	ABO9	ABO10	ABO11	ABO12	Geral
F	14	12.4	18	10.4	11.8	12.2	13.6	9.2	9	13.8	11.8	12.6	12.4
IC	71.6	69.4	109.6	52.6	67.8	63.8	62.4	42.2	41	69	65.6	71	65.5
IDLE	112.6	107.8	163.6	79	102.6	103	102	65.4	65	111.8	101.4	108.6	131.90

Contudo, do ponto de vista global a Aboboreira apresenta um elevado valor de diversidade liquénica ($125 \leq \text{IDLE} < 175$) devido à presença de espécies associadas a florestas estáveis, tais como, *Degelia plumbea* (Lightf.) P. M. Jorg & P. James, *Lobaria amplissima*, *L. pulmonaria*, *L. scrobiculata*, *Nephroma laevigatum*, *Pannaria rubiginosa*, *Peltigera collina* (Ach.) Schrader, *Sticta limbata* (Hoffm.) Ach. e *S. fuliginosa* (Hoffm.) Ach. (James, Hawksworth, & Rose, 1977), que contribuem para aumentar o índice de qualidade (IC).

Pela análise dos padrões de diversidade podemos observar locais com grande número de *taxa* e por conseguinte grande diversidade (tabela 21). Esses locais são caracterizados por elevados níveis de homogeneidade o que parece indicar alguma estabilidade ecológica que favorece a continuidade e distribuição das espécies. A presença de *taxa* raros, entre os quais líquenes característicos de comunidades em declínio por toda a Europa resultado da poluição e de práticas de gestão florestal intensiva (Gauslaa, 1995), incluindo *Sticta* (*S. fuliginosa* e *S. limbata*) e *Lobaria* (*L. amplissima*, *L. pulmonaria* e *L. scrobiculata*) evidencia a importância destes carvalhais para a conservação dos líquenes epifíticos.

4.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Para responder à questão se os locais em termos de composição de espécies seriam suficientemente diferentes para a realização do estudo usaram-se testes não paramétricos pois os testes de normalidade realizados, Kolmogorov-Smirnov e Shapiro-Wilk, para as espécies e para os locais, revelaram níveis de significância baixos ($p=0.00$), logo pôde duvidar-se da normalidade das populações, assim pelo menos um dos requisitos para a realização de testes paramétricos (homogeneidade de variâncias, distribuição normal e continuidade dos dados) não foi cumprido.

O teste de Kruskal-Wallis, para determinar a igualdade entre locais em termos de composição de espécies, permitiu a eliminação da hipótese nula ($p=0.016$, $GL=11$), o que aponta para que pelo menos um dos locais em estudo não possua a mesma média que os restantes e por conseguinte que seja diferente destes. O teste *Post hoc* Mann-Witney U revelou quais os locais diferentes entre si.

Tabela 23 Valor de significância resultante da comparação entre locais pelo teste de Mann-Witney U. ABO1 (Pardinhas), ABO2 (Carvalho de Rei), ABO3 (Carneiro), ABO4 (Queimadas), ABO5 (Loivos do Monte), ABO6 (Rua do Pinhal), ABO7 (Carvalho de Rei), ABO8 (Ovil), ABO9 (Noveleiras), ABO10 (Aldeias), ABO11 (Telões) e ABO12 (Loivos do Monte-Cruzeiro).

	ABO1	ABO2	ABO3	ABO4	ABO5	ABO6	ABO7	ABO8	ABO9	ABO10	ABO11	ABO12
ABO1	1	0.73	0.13	0.08	0.52	0.83	0.93	0.03	0.04	0.85	0.55	0.72
ABO2	0.73	1	0.05	0.14	0.78	0.89	0.80	0.06	0.07	0.57	0.80	0.99
ABO3	0.13	0.05	1	0.00	0.03	0.07	0.11	0.00	0.00	0.17	0.03	0.06
ABO4	0.08	0.14	0.00	1	0.31	0.14	0.11	0.67	0.77	0.05	0.24	0.18
ABO5	0.52	0.78	0.03	0.31	1	0.71	0.60	0.15	0.17	0.41	0.98	0.79
ABO6	0.83	0.89	0.07	0.14	0.71	1	0.87	0.05	0.05	0.66	0.71	0.90
ABO7	0.93	0.80	0.11	0.11	0.60	0.87	1	0.05	0.05	0.78	0.62	0.78
ABO8	0.03	0.06	0.00	0.67	0.15	0.05	0.05	1	0.90	0.02	0.11	0.07
ABO9	0.04	0.07	0.00	0.77	0.17	0.05	0.05	0.90	1	0.02	0.13	0.09
ABO10	0.85	0.57	0.17	0.05	0.41	0.66	0.78	0.02	0.02	1	0.41	0.59
ABO11	0.55	0.80	0.03	0.24	0.98	0.71	0.62	0.11	0.13	0.41	1	0.82
ABO12	0.72	0.99	0.06	0.18	0.79	0.90	0.78	0.07	0.09	0.59	0.82	1

Estes resultados vieram mostrar que existem diferenças entre locais suficientes para prosseguir com as restantes análises (tabela 23).

De modo a determinar que espécies aparecem conjuntamente e em que locais foi realizada uma análise de *clusteres*. Para esta análise recorreu-se ao método hierárquico, pelo método de aglomeração de Ward e como medida de dissimilaridade usou-se a distância euclidiana. Optou-se ainda pelo truncamento automático para que fossem criados grupos homogêneos.

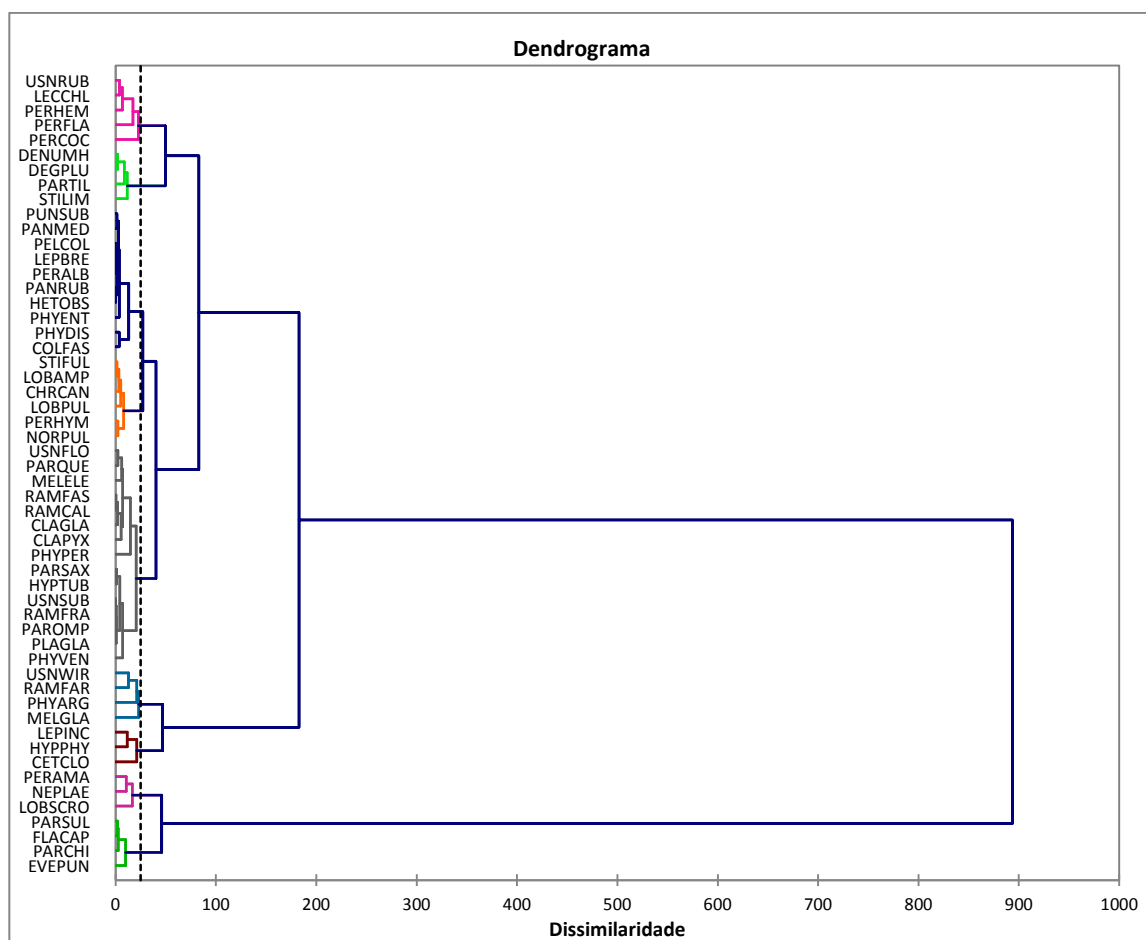


Figura 33 Dendrograma da distribuição das espécies pelos grupos resultantes da análise de *clusters*. Código dos nomes de espécies de acordo com o anexo 1.

No dendrograma da figura 34 podemos observar a linha a ponteadado que representa o truncamento conduzindo à formação de 9 grupos. Na figura 34 é visível que o grupo 4, a azul-escuro, é o mais homogêneo e que o grupo 9, azul-claro, é o mais heterogêneo, estes valores são confirmados pelos dados de variação intra-classe da tabela 24. Os grupos têm um número de espécies variável, o primeiro e oitavo grupos só possuem três espécies cada e o terceiro e maior grupo possui quinze.

Tabela 24 Resultados dos grupos obtidos na análise de *clusters* por classes.

Classe/Grupos	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Espécies	3	6	15	10	4	4	5	3	4
Variância intra-classe	16.333	4.067	5.219	2.978	7.417	4.917	12.700	13.667	19.000
Distância mínima ao centróide	2.728	1.269	1.093	0.721	1.785	1.250	1.497	2.494	3.202
Distância média ao centróide	3.273	1.793	2.067	1.499	2.310	1.838	3.015	2.996	3.758
Distância máxima ao centróide	3.756	2.438	4.106	2.987	2.947	2.750	4.271	3.350	4.153

A negrito estão identificadas as espécies centrais de cada grupo. Estas são as espécies que apresentam menor variância dentro do grupo.

Os grupos 1, 3, 6, 7 e 9 são constituídos pelas espécies *Cetraria clorophylla* (Willd.) Vainio, *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. e ***Lepraria incana* Nyl.** (grupo 1), *Cladonia glauca* Flörke, *Cladonia pyxidata* (L.) Hoffm., *Hypogymnia tubulosa* (Schaerer) Havaas, *Melanelia elegantula* (Zahlbr.) Essl., ***Parmelia omphalodes* (L.) Ach.**, *Parmelia quercina* (Willd.) Vainio, *Parmelia saxatilis* (L.) Ach., *Physconia perisidiosa* (Erichsen) Moberg, *Physconia venusta* (Ach.) Poelt, *Platismatia glauca* (L.) Culb. & C. Culb., *Ramalina calicaris* (L.) Fr., *Ramalina fastigiata* (Pers.) Ach., *Ramalina fraxínea* (L.) Ach., *Usnea florida* (L.) Weber ex Wigg. e a *Usnea subfloridana* Stirt. (grupo 3), *Evernia prunastri*, *Flavoparmelia caperata*, ***Parmelia sulcata*** e *Parmotrema chinense* (grupo 6), *Lecanora chlarotera* Nyl., *Pertusaria coccodes* (Ach.) Nyl., *Pertusaria flavida* (DC.) Laundon, ***Pertusaria hemisphaerica* (Floerk) Erichsen** e *Usnea rubicunda* Stirton (grupo 7), *Melanelia glabratula* (Lamy) Essl., *Phylictis argena* (Sprengel) Flotow, ***Ramalina farinacea*** e *Usnea wirthii* (grupo 9). Estes grupos caracterizam-se por serem constituídos por espécies bastante fotófilas e nitrotolerantes. Estas espécies são frequentes em ambientes marginais, expostos e antropizados.

As espécies *Chrysothrix candelaris* (L.) Laundon, *Lobaria amplíssima*, *Lobaria pulmonária* (L.) Hoffm., *Normandina pulchella* (Borrer) Nyl., *Pertusaria hymenea* (Ach.) Schaerer e a ***Sticta fuliginosa*** constituem o grupo 2 e são indicadoras de continuidade ecológica (James et al., 1977). Este grupo caracteriza-se pela presença de espécies pouco tolerantes à contaminação atmosférica e a alterações nos sistemas florestais. São espécies higrófilas e preferem locais sombreados, existindo no entanto espécies tolerantes à luminosidade podendo estas aparecer em locais de ecótono (*Lobaria pulmonária* e *Normandina pulchella*). O grupo 4 possui a variação intra-classes menor, tabela 22, e detém espécies típicas da comunidade *Lobarion pulmonariae* (*Collema fasciculare* (L.) Weber ex Wigg., *Heterodermia obscurata*, *Pannaria mediterrânea* Tavares, *Pannaria rubiginosa* e *Peltigera collina* (Ach.) Schrader), indicadoras de bosques antigos e bem conservados. Fazem parte ainda as espécies ***Leptogium brebissonii***, *Pertusaria albescens* (Huds.) M. Choisy & Werner, *Physconia enteroxantha*, *Physconia distorta* e *Punctelia subrudecta* (Nyl.) Krog.

As espécies *Degelia plumbea*, ***“Dendriscocaulon umhausense” (Auersw.) Degel.***, *Parmelia tiliácea* e *Sticta limbata* compõem o grupo 5. Estas espécies têm em comum o facto de serem higrófitas (indicadoras de neblinas constantes), esciófilas e aparecerem em habitats com boas condições de conservação.

As espécies do grupo 8, *Lobaria scrobiculata*, ***Nephroma laevigatum*** e *Pertusaria amara*, são as mais frequentes dentro de cada um dos seus géneros. São sensíveis a contaminação e práticas agrícolas, por isso

boas indicadoras de continuidade ecológica. Estas espécies são ainda indicadoras de condições moderadas de humidade e temperatura.

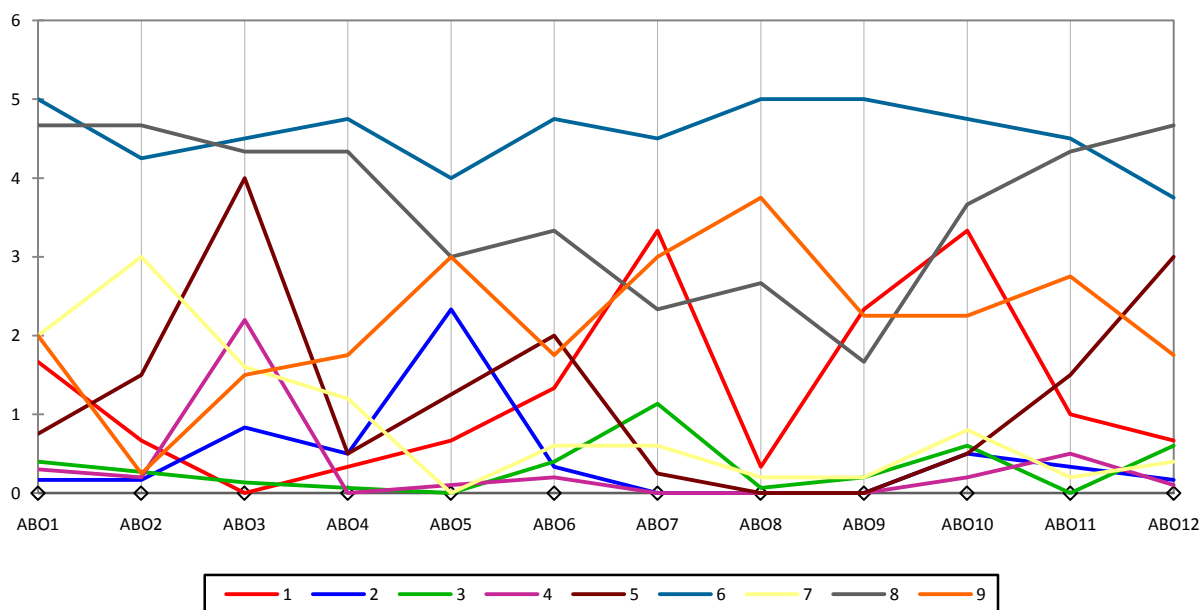


Figura 34 Gráfico de distribuição dos grupos por local de estudo (ABO). ABO1 (Pardinhas), ABO2 (Carvalho de Rei), ABO3 (Carneiro), ABO4 (Queimadas), ABO5 (Loivos do Monte), ABO6 (Rua do Pinhal), ABO7 (Carvalho de Rei), ABO8 (Ovil), ABO9 (Noveleiras), ABO10 (Aldeias), ABO11 (Telões) e ABO12 (Loivos do Monte-Cruzeiro).

O gráfico de distribuição dos grupos por local de estudo, figura 35, permite verificar que o grupo 6 é um dos mais frequentes e com exceção do ABO2 e ABO12 é dominante em todos os locais. A maior frequência dos grupos 4 e 5 e uma das maiores do grupo 2 é no ABO3, em contra partida o grupo 1 atinge aqui o seu mínimo. Os grupos 2, 4 e 5 possuem espécies típicas de continuidade ecológica e pouco tolerantes à contaminação, o grupo 1 possui espécies toxitolerantes. Os ABO7 e 10 possuem uma grande percentagem de espécies dos grupos 1, 3, 7 e 9, grupos constituídos por espécies nitro- e toxitolerantes.

A determinação da relação entre a composição de espécies e as métricas da paisagem foi avaliada através da Análise de Componentes Principais (PCA). O valor de 0.506 de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) revela que a validade da análise é má (Pereira, 2002) quando utilizado o coeficiente de correlação de Pearson, daí a posterior utilização do coeficiente de correlação de Spearman.

Quando efetuada a Análise de Componentes Principais observa-se que os dois primeiros eixos principais explicam cerca de 40% do total de variação (tabela 25). O primeiro fator apresenta valores elevados para as métricas AREA, PERIM e GYRATE (índices de área), PARA e CONTIG (índices de forma), CORE,

NCORE e CAI (índices de área de núcleo). O segundo fator apresenta valores elevados para SHAPE, FRAC e CIRCLE, exclusivamente associado a índices de forma.

Tabela 25 Resultados da análise por PCA. Valor próprio e percentagem acumulada de variação explicada.

	Fator 1	Fator 2
Valor próprio (eigenvalue)	17.52	8.78
Percentagem acumulada de variação explicada	26.55	39.85

Os resultados do PCA mostram que as variáveis com os pesos mais elevados, quanto mais perto de 1 o co-seno quadrado das variáveis mais forte é a associação entre a variável e o fator (Addinsoft's, 1993), são o CORE para o fator 1 (score=0.747) e o CIRCLE para o fator 2 (score=0.454).

Para se determinar que métricas são correlacionadas com a área do núcleo (CORE) e o círculo circunscrito relacionado (CIRCLE) elaborou-se o teste de K-S₂ para nível de significância de 0.05. Os resultados aconselharam a não rejeição da hipótese nula, assim o teste escolhido foi o coeficiente de correlação de Spearman.

Tabela 26 Matriz de correlação de Spearman para as métricas da paisagem.

**. Correlação significativa para 0.01 (2-caudas). *. Correlação significativa para 0.05 (2-caudas).

	AREA	PERIM	GYRATE	PARA	SHAPE	FRAC	CIRCLE	CONTIG	CORE	NCORE	CAI
AREA	1	.937**	.965**	-.811**	.888**	.594*	0.168	.811**	.906**	.935**	.848**
PERIM	.937**	1	.979**	-.664*	.972**	.797**	0.406	.664*	.798**	.920**	.703*
GYRATE	.965**	.979**	1	-.699*	.951**	.755**	0.378	.699*	.841**	.920**	.761**
PARA	-.811**	-.664*	-.699*	1	-0.538	-0.168	0.105	-1**	-.892**	-.707*	-.935**
SHAPE	.888**	.972**	.951**	-0.538	1	.881**	0.469	0.538	.674*	.861**	0.566
FRAC	.594*	.797**	.755**	-0.168	.881**	1	.713**	0.168	0.363	.618*	0.225
CIRCLE	0.168	0.406	0.378	0.105	0.469	.713**	1	-0.105	0.022	0.191	-0.044
CONTIG	.811**	.664*	.699*	-1**	0.538	0.168	-0.105	1	.892**	.707*	.935**
CORE	.906**	.798**	.841**	-.892**	.674*	0.363	0.022	.892**	1	.870**	.977**
NCORE	.935**	.920**	.920**	-.707*	.861**	.618*	0.191	.707*	.870**	1	.809**
CAI	.848**	.703*	.761**	-.935**	0.566	0.225	-0.044	.935**	.977**	.809**	1

Pelo estudo da tabela 26 podemos verificar que a AREA - área ($r_s=0.906$, $p < 0.0001$), o PERIM - perímetro ($r_s=0.937$, $p < 0.0001$), a SHAPE - forma ($r_s=0.888$, $p < 0.0001$), o CONTIG - índice de contiguidade ($r_s=0.811$, $p = 0.0002$), o GYRATE - grão de giração ($r_s=0.965$, $p < 0.0001$), o NCORE - número de núcleos ($r_s=0.935$, $p < 0.0001$), o CAI - índice de área do núcleo ($r_s=0.848$, $p = 0.0001$) e o PARA - razão perímetro-

área ($r_s = -0.811$, $p = 0.0001$) estão fortemente relacionados com o CORE, área do núcleo. O aumento do tamanho da área do núcleo é acompanhado pelo aumento de todas as métricas correlacionadas, com exceção do PARA que apresenta um comportamento inversamente proporcional. O círculo circunscrito relacionado (CIRCLE) apenas está correlacionado com o índice de dimensão fractal (FRAC) ($r_s = -0.713$, $p = 0.0001$).

Desta forma, e tendo em consideração os resultados da análise fatorial, as métricas redundantes foram retiradas de análises posteriores para facilitar o processamento e compreensão dos dados, embora sejam tidas em consideração na discussão e na conclusão.

Para determinar se a riqueza específica e a sua distribuição são dependentes das métricas da paisagem utilizou-se a Análise de Redundâncias (RDA) já que o comprimento do primeiro eixo do DCA foi de 1.75 desvios padrão, segundo o critério de Braak (1986). O teste de permutação foi feito com 500 permutações, teste de Monte-Carlo, para um nível de significância de 0.05. A hipótese nula (H_0) afirmava que a riqueza específica e a sua distribuição eram independentes das métricas da paisagem. O resultado revelou que o p-valor calculado era menor que o nível de significância $\alpha = 0.05$, logo rejeitou-se a hipótese nula em favor da hipótese alternativa (H_a). O risco de rejeitar H_0 quando ela é verdadeira é de 0.80%.

Os scores das variáveis explicativas revelam uma forte correlação entre o CORE e o componente 1 e o CIRCLE e o componente 2. Pela análise da tabela 25 é visível uma forte correlação dos ABO3, ABO6, ABO8 e ABO9 com o componente 1 e dos ABO2, ABO4, ABO5, ABO7, ABO10, ABO11 e ABO13 com o componente 2. O ABO1 é igualmente correlacionado com os dois eixos.

Tabela 27 Co-senos quadrados dos locais. ABO1 (Pardinhas), ABO2 (Carvalho de Rei), ABO3 (Carneiro), ABO4 (Queimadas), ABO5 (Loivos do Monte), ABO6 (Rua do Pinhal), ABO7 (Carvalho de Rei), ABO8 (Ovil), ABO9 (Noveleiras), ABO10 (Aldeias), ABO11 (Telões) e ABO12 (Loivos do Monte-Cruzeiro).

	ABO1	ABO2	ABO3	ABO4	ABO5	ABO6	ABO7	ABO8	ABO9	ABO10	ABO11	ABO12
Fator 1	0.5	0.212	0.957	0.023	0.016	0.598	0.226	0.659	0.962	0.311	0.278	0.006
Fator 2	0.5	0.788	0.043	0.977	0.984	0.402	0.774	0.341	0.038	0.689	0.722	0.994

A tabela 27 mostra a correlação entre os locais e os fatores, tanto mais forte quanto maior o valor de co-seno quadrado (Addinsoft's, 1993).

Os locais associados ao fator 1 que não possuem núcleo ou a sua área é muito pequena (ABO6, ABO8 e ABO9) estão inversamente correlacionados com o fator, o local ABO1, com grande área de núcleo, está diretamente correlacionado com o fator.

Os ABO8 e ABO9 são os locais com menor riqueza específica, menor diversidade (índice de Shannon) e a proporção mais baixa de cianolíquenes (cianobactérias como fotobionte). Os grupos liquénicos que constituem estes locais são sobretudo caracterizados por espécies fotófilas e nitrotolerantes (figura 35). O ABO 6 não possui núcleo, mas possui um grande número de espécies, incluindo espécies associadas a continuidade ecológica, uma explicação poderá passar por este local ter pertencido a uma mancha florestal estável e as espécies aí presentes persistirem desde esse tempo.

O ABO3 é o local mais diverso e rico em termos de número de espécies liquénicas, o que tem maior número de *taxa* raros e maior percentagem de cianolíquenes e espécies estéreis, tabelas 18 e 19. O ABO3 caracteriza-se pela forte presença de grupos de espécies higrófilas, esciófilas, pouco tolerantes à contaminação atmosférica e a alterações nos sistemas florestais (boas indicadoras de continuidade ecológica) (grupos 2, 4, 5 e 8). A presença de espécies fotófilas e nitrotolerantes (grupo 6), típicas de ambientes marginais e expostos, pode ser devido à presença destas espécies em áreas de ecótono.

Como vimos anteriormente, uma grande área de núcleo está normalmente correlacionada com áreas e perímetros elevados. Manchas com maior área estão por norma associada a maior estabilidade estrutural e a maior isolamento das espécies de fatores de perturbação externa, como poluição e gestão florestal, exceção feita às áreas de ecótono (Boudreault, Bergeron, Drapeau, & Mascarúa López, 2008). As áreas de núcleo possuem um microclima próprio, menor radiação solar, velocidade dos ventos e variações de temperatura, como também maior humidade (Boudreault et al., 2008), o que favorece o aparecimento de espécies esciófilas e higrófilas. Estudos promovidos por Gauslaa e Solhaug (1996) provaram que espécies adaptadas à sombra, como a *Lobaria pulmonaria*, são afetadas pela proximidade do ecótono devido ao aumento da intensidade luminosa. Assim se explica a forte correlação (positiva e negativa) destes locais com o CORE e a sua consequente variação em termos de composição e riqueza de espécies liquénicas.

Ao fator 2 estão correlacionados positivamente locais com alguma complexidade de forma, sobretudo formas mais alongadas (ABO2, ABO5, ABO7 e ABO10) e correlacionados negativamente locais de formas mais simples (ABO4 e ABO12).

Locais com formas mais simples possuem, por norma, maior diversidade de espécies, pois são indicativas de florestas estáveis, que sofrem menos pressão de áreas geridas (Boudreault et al., 2008).

Neste caso tal não acontece já que o ABO12 e, sobretudo, o ABO4 possuem um número de espécies bastante reduzido, assim como baixos índices de diversidade. Este resultado pode significar uma menor variação na forma devido ao pequeno tamanho das manchas e não à maior estabilidade florestal. A reduzida área dos locais leva a uma ausência de núcleo limitando as espécies a áreas de ecótono. Contudo, o ABO12

possui algumas espécies dos grupos 5 e 8 que são indicadoras de condições moderadas de humidade e temperatura.

Os ABO2, ABO5, ABO7 e ABO10 são locais que possuem formas complexas (CIRCLE elevado) e, portanto, uma maior superfície exposta a fatores externos, mas ao contrário do que seria de esperar (e acontece com o ABO11), estes locais são bastante ricos e diversos em termos de espécies líquénicas. Esta explicação poderá estar relacionada com a existência de áreas de núcleo, logo aparecimento de espécies esciófilas e higrófilas, ou com o aumento da área em contacto com a vizinhança o que leva a um maior aporte e fixação de propágulos líquénicos. Assim acresce às espécies existentes no núcleo as espécies típicas de ecótono aumentando significativamente a número e composição de espécies líquénicas.

Para obter a correlação entre as métricas da paisagem e as afinidades ecológicas líquénicas utilizou-se o método de correlação de Spearman, este mostrou que a frequência dos líquenes xerófitos está relacionada com os índices de área, AREA ($r_s=0.641$, $p=0.028$), PERIM ($r_s=0.585$, $p=0.048$) e GYRATE ($r_s=0.585$, $p=0.048$), com o índice de forma SHAPE ($r_s=0.585$, $p=0.048$) e com os índices de área do núcleo, CORE ($r_s=0.607$, $p=0.039$) e NCORE ($r_s=0.616$, $p=0.036$). Os líquenes associados a cianobactérias estavam correlacionados com o número de áreas do núcleo ($r_s=0.635$, $p=0.029$).

O cálculo do RDA para as métricas da paisagem (variável explicativa) e afinidades ecológicas líquénicas (variável resposta) aconselhou a não rejeição da hipótese nula já que o risco de rejeição quando ela era verdadeira era de 12.40%, para nível de significância $\alpha=0.05$. As variáveis não eram linearmente relacionadas.

A hipótese de que locais próximos seriam liquenicamente relacionados foi testada através do teste de Mantel. Este permitiu verificar que o p-valor calculado a partir de 10000 permutações era maior que o nível de significância $\alpha=0.05$, logo a hipótese nula (H_0) não devia ser rejeitada. O risco de rejeição de H_0 quando esta era verdadeira era de 37.33%. Podemos, assim, concluir que locais próximos não têm necessariamente as mesmas espécies (figura 36).

A evidência de que locais próximos não possuem composições líquénicas semelhantes parece sugerir diferenças métricas e fisiobiogeográficas entre locais que tornam inviável a colonização por espécies de manchas próximas. Esta hipótese é sustentada pelo facto de os locais ABO1, ABO3, ABO7 e ABO9 fazerem parte do mesmo componente (componente 3), figura 29, mas apresentarem valores de índice de similaridade de Pinkham e Pearson (B) baixos, por exemplo o valor médio de B para os ABO1 e ABO7 é $r_{cs}=0.524$ e o de ABO7 e ABO9 é $r_{cs}=0.749$ (valor de similaridade maior entre os locais que formam o

componente), figura 27. Para além dos já referidos, somente os ABO10 e ABO12 pertencem ao mesmo componente (componente 11), estes locais também apresentam um valor de índice de similaridade de Pinkham e Pearson baixo ($r_{cs}=0.524$), figura 27.

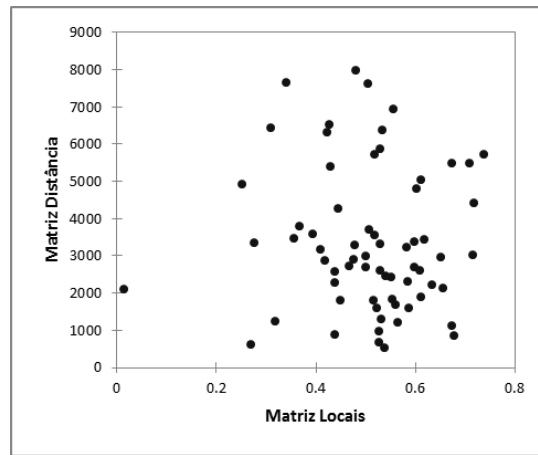


Figura 35 Gráfico da relação entre a distância espacial e a dissimilaridade de espécies

A matriz de correlação de Spearman revelou que o índice de probabilidade de conectividade (dPC) era fortemente relacionado com as espécies *Pertusaria albescens* ($r_s=0.640$, $p=0.028$), *Pertusaria flavida* ($r_s=0.588$, $p=0.047$), *Pertusaria hemisphaerica* ($r_s=0.645$, $p=0.026$), *Ramalina calicaris* ($r_s=0.640$, $p=0.049$) *Usnea floridana* ($r_s=0.583$, $p=0.009$) e *Usnea rubicunda* ($r_s=0.676$, $p=0.018$). Relativamente às afinidades ecológicas liquénicas o teste de Spearman revelou apenas correlação com forma de crescimento crustácea ($r_s=0.736$, $p=0.008$) para nível de significância de 0.05. O índice de probabilidade de conectividade estava apenas correlacionado com taxa com reprodução vegetativa, o que demonstrou que estas espécies só aparecem em locais com elevada conectividade. Isto pode dever-se aos propágulos vegetativos (sorédios e isídios) serem mais pesados que os esporos (reprodução sexual), logo espécies que dependem unicamente da reprodução assexuada têm uma capacidade de dispersão mais limitada (Hedenas et al., 2003). No entanto, pode não ser a única explicação uma vez que existem outras espécies na área de estudo cingidas à reprodução assexuada que não apresentam correlação com o índice de probabilidade de conectividade (*Chrysothrix candelaris*, *Flavoparmelia caperata*, *Normandina pulchella*, *Sticta limbata*, entre outras). Uma justificação poderá ser a existência de “conectividade histórica”, estas espécies encontram-se distribuídas por áreas que já possuíam conectividade com outras manchas permitindo a sua colonização e persistência ao longo do tempo. Estudos realizados por Ranius, Eliasson et al. (2008) revelaram a existência de forte correlação entre a riqueza específica e a “conectividade histórica” de espécies liquénicas em carvalhais.

5. MODELAÇÃO

Os resultados dos modelos preditivos evidenciam algumas diferenças nos padrões de distribuição das diferentes espécies de líquenicas selecionadas. É apresentada abaixo uma breve análise dos resultados de modelação para cada espécie.

5.1 GRUPO1

O grupo 1 é constituído pelas *Cetraria clorophylla*, *Hypogymnia physodes* e *Lepraria incana*. A espécie central é a *Lepraria incana*.

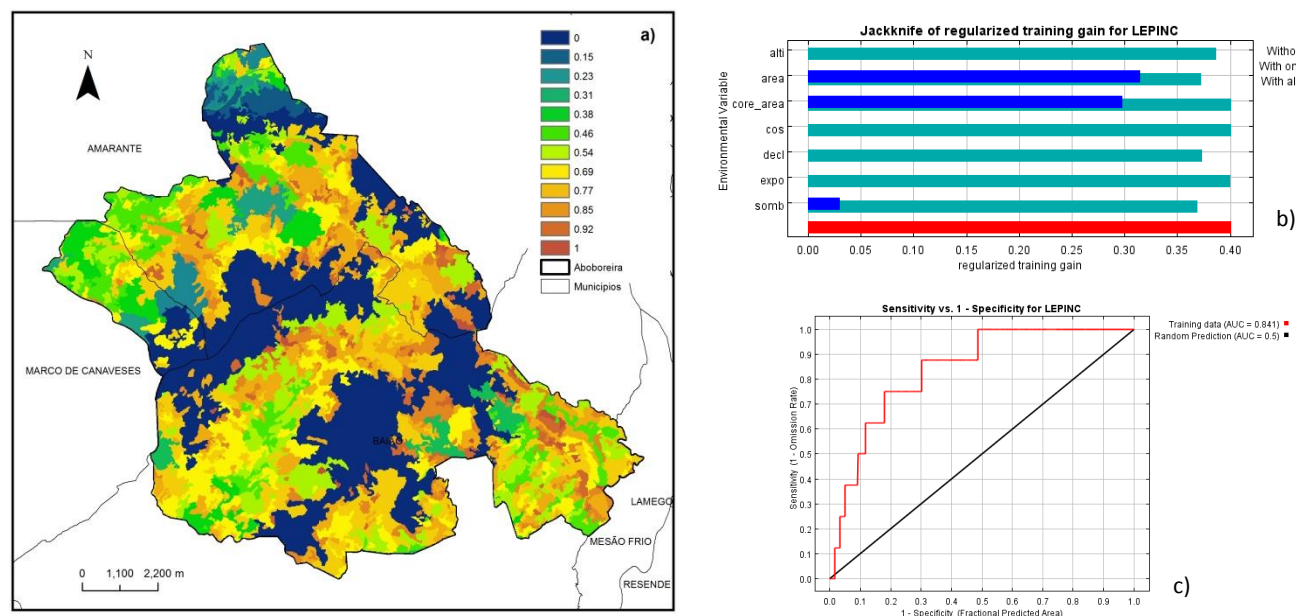


Figura 36 Modelo Maxent para *Lepraria incana*. a) Mapa de distribuição potencial da espécie; b) Gráfico da avaliação de jackknife (modelos sem variável a verde, com apenas a variável a azul e com todas as variáveis a vermelho); c) Curva ROC de predição (a vermelho curva de predição do modelo, a preto curva de predição aleatória). Fonte: FROF-T e COS90.

Os resultados da otimização do Maxent disponíveis no anexo 7 revelam que o modelo 1 e 2 possuem o maior valor de AUC (0.841), figura 37. Tendo em conta o número de variáveis o modelo 2 foi considerado o melhor, uma vez que obtém a mesma precisão com necessidade de menor número de dados, dentro dos modelos com melhor AUC este é o modelo mais simples. Assim, na obtenção do mapa de previsão foi eliminado o cos (uso do solo).

Podemos verificar através da tabela 2 em anexo 7 a contribuição de cada uma das variáveis para o modelo. A *core_area* (área do núcleo) é a que apresenta maior contribuição (73.3%) e a *expo* (exposição de vertentes) menor (0.1%). Este resultado é apoiado pela pequena diferença que sofre o valor de AUC aquando a sua eliminação da análise (anexo 7).

O gráfico da figura 37c permite verificar que a sensibilidade é perfeita (1) em alguns limiares, o que contribui para que a curva ROC (*Receiver Operating Characteristic*) esteja afastada da diagonal, indicando que a previsão é muito melhor do que a obtida aleatoriamente.

A figura 37b mostra o resultado do teste de Jackknife de importância de variáveis. A variável com maior ganho quando usada isoladamente é a *área*, o que revela que é a que possui a maior quantidade de informação. A variável que mais faz diminuir o ganho quando omitida é o *sombreamento de vertentes* (*somb*), o que indica que é a variável que possui maior número de informação que não se encontra presente nas outras variáveis.

O mapa da figura 37a representa o modelo do Maxent para a *Lepraria incana*. No mapa estão identificadas áreas onde a espécie poderia estar presente, cores quentes (vermelho e cor de laranja e amarelo) mostram áreas com melhores previsões de aparecimento. As áreas adequadas para a ocorrência da espécie (representadas a verde e amarelo) são maioritariamente áreas de vale, com alguma inclinação e bastante sombreadas. Nos topos de montanha são raras as áreas com condições favoráveis.

5.2 GRUPO 2

As espécies *Chrysothrix candelaris*, *Lobaria amplíssima*, *Lobaria pulmonária*, *Normandina pulchella*, *Pertusaria hymenea* e a *Sticta fuliginosa* constituem o grupo 2. A espécie central deste grupo é a *Sticta fuliginosa*.

A *Sticta fuliginosa* apresenta o valor mais elevado de AUC (0.916) das espécies estudadas, figura 38c. Foi utilizado o modelo 2, modelo que não contempla a análise da variável *cos*. Com exceção dos modelos 6 e 7 todos os outros possuem valores de AUC superiores a 0.9, anexo 7. O declive fornece grande parte da informação necessária para a construção do modelo, essa informação possui ainda a característica de praticamente só constar desta variável sendo perdida com a sua eliminação, figura 38b. Assim e como seria de esperar a variável com maior contribuição para o modelo é a declive de vertentes.

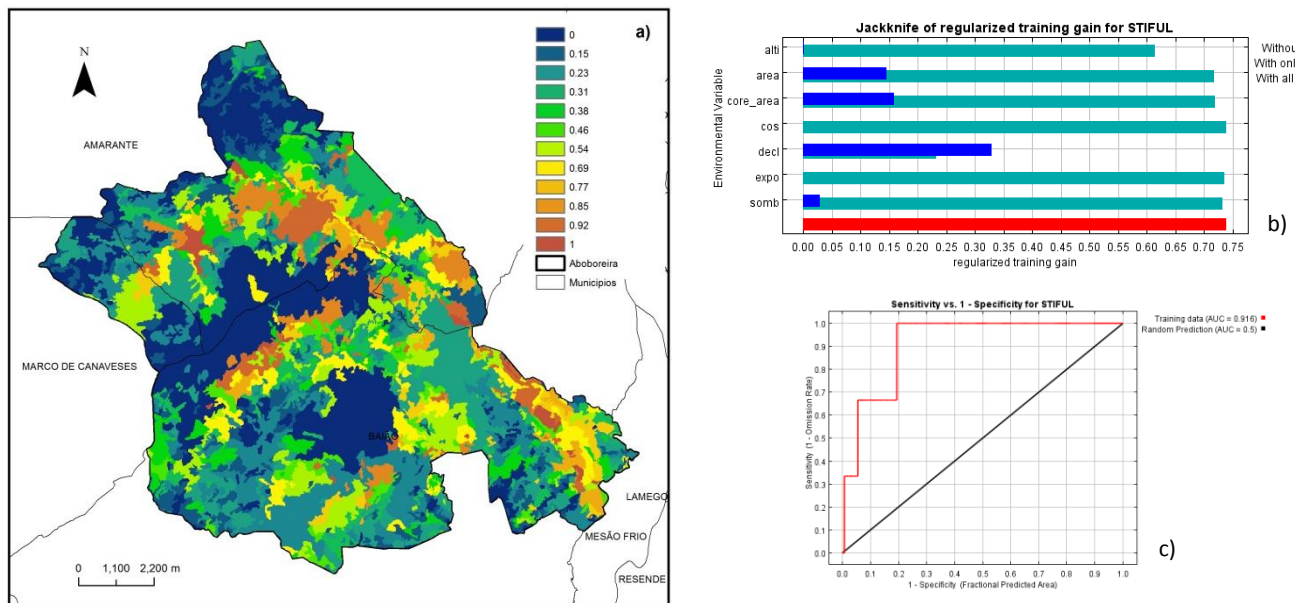


Figura 37 Modelo Maxent para *Sticta fuliginosa*. a) Mapa de distribuição potencial da espécie; b) Gráfico da avaliação de jackknife (modelos sem variável a verde, com apenas a variável a azul e com todas as variáveis a vermelho); c) Curva ROC de predição (a vermelho curva de predição do modelo, a preto curva de predição aleatória). Fonte: FROF-T e COS90.

O modelo proposto para a *Sticta fuliginosa* é o que apresenta uma menor área de distribuição provável, no entanto, as áreas assinaladas como prováveis possuem valores elevados de probabilidade (manchas amarelas e laranjas), figura 38a. As localizações mais prováveis cingem-se sobretudo a áreas onde são conhecidas manchas florestais.

5.3 GRUPO 3

O grupo 3 é constituído pela *Cladonia glauca*, *Cladonia pyxidata*, *Hypogymnia tubulosa*, *Melanelia elegantula*, *Parmelia omphalodes*, *Parmelia quercina*, *Parmelia saxatilis*, *Physconia perisidiosa*, *Physconia venusta*, *Platismatia glauca*, *Ramalina calicaris*, *Ramalina fastigiata*, *Ramalina fraxinea*, *Usnea florida* e a *Usnea subfloridana*. A espécie representante do grupo é a *Parmelia omphalodes* contudo o baixo número de presenças condiciona o modelo, tendo-se optado pela *Hypogymnia tubulosa* que apresenta um maior número de ocorrências.

Uma vez que os quatro primeiros modelos apresentaram o mesmo valor de AUC (0.813) escolheu-se o modelo 4 pois tinha em linha de conta menor número de variáveis, eliminando-se o cos, o decl e a expo, figura 39c e anexo 7.

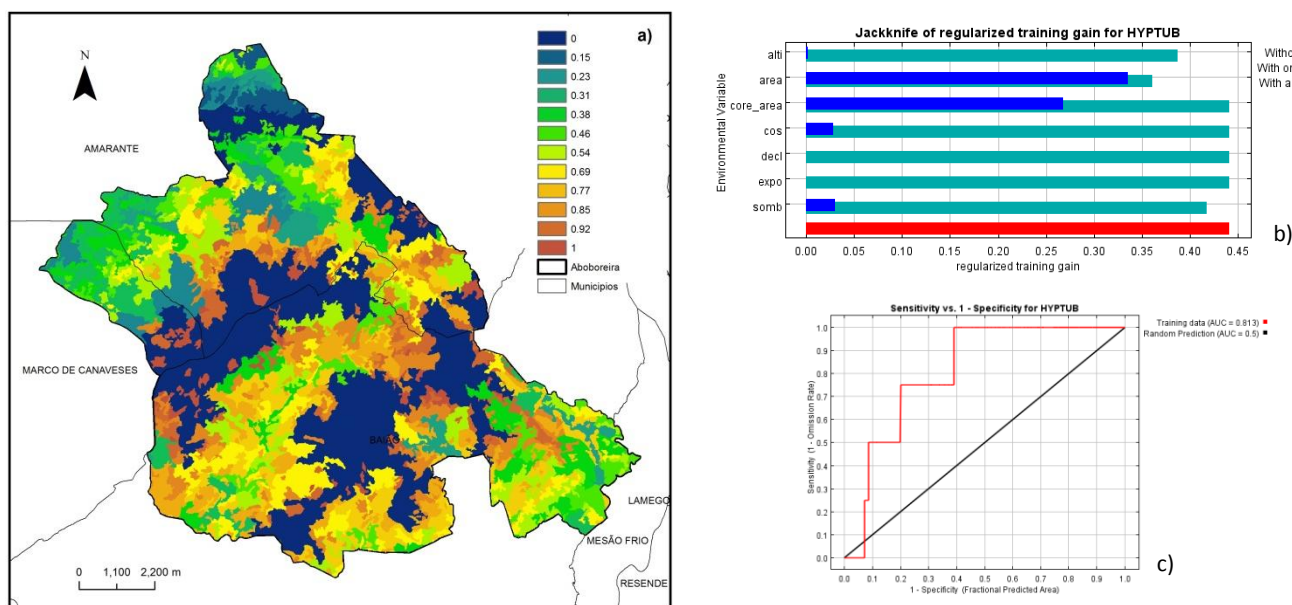


Figura 38 Modelo Maxent para *Hypogymnia tubulosa*. a) Mapa de distribuição potencial da espécie; b) Gráfico da avaliação de jackknife (modelos sem variável a verde, com apenas a variável a azul e com todas as variáveis a vermelho); c) Curva ROC de predição (a vermelho curva de predição do modelo, a preto curva de predição aleatória). Fonte: FROF-T e COS90.

Neste modelo verificou-se que a maior contribuição partiu do sombreamento de vertentes, figura 39b. A área é neste modelo simultaneamente a variável que possui maior número de informação importante como aquela possui dados não constantes nas outras variáveis.

Os resultados da distribuição de *Hypogymnia tubulosa* mostraram uma grande probabilidade de ocorrência da espécie em locais de encosta, figura 39a.

5.4 GRUPO 4

O grupo 4 detém as espécies *Collema fasciculare*, *Heterodermia obscurata*, *Pannaria mediterranea*, *Pannaria rubiginosa* e *Peltigera collina*, *Pertusaria albescen*, *Physconia enteroxantha*, *Leptogium brebissonii*, *Physconia distorta* e a *Punctelia subrudecta*. O *Collema fasciculare* é a espécie modelada do grupo 4 em substituição do *Leptogium brebissonii* devido ao baixo número de dados de ocorrência que esta espécie possui.

O modelo 1 revelou-se o mais indicado com um AUC de 0.856, daí a conservação de todas as variáveis anexo 7 e figura 40c. Uma análise mais atenta revela que a eliminação da área produz um valor de AUC mais elevado que no modelo anterior em que esta variável é utilizada. Também no mesmo anexo podemos verificar a grande contribuição do core_area para o modelo.

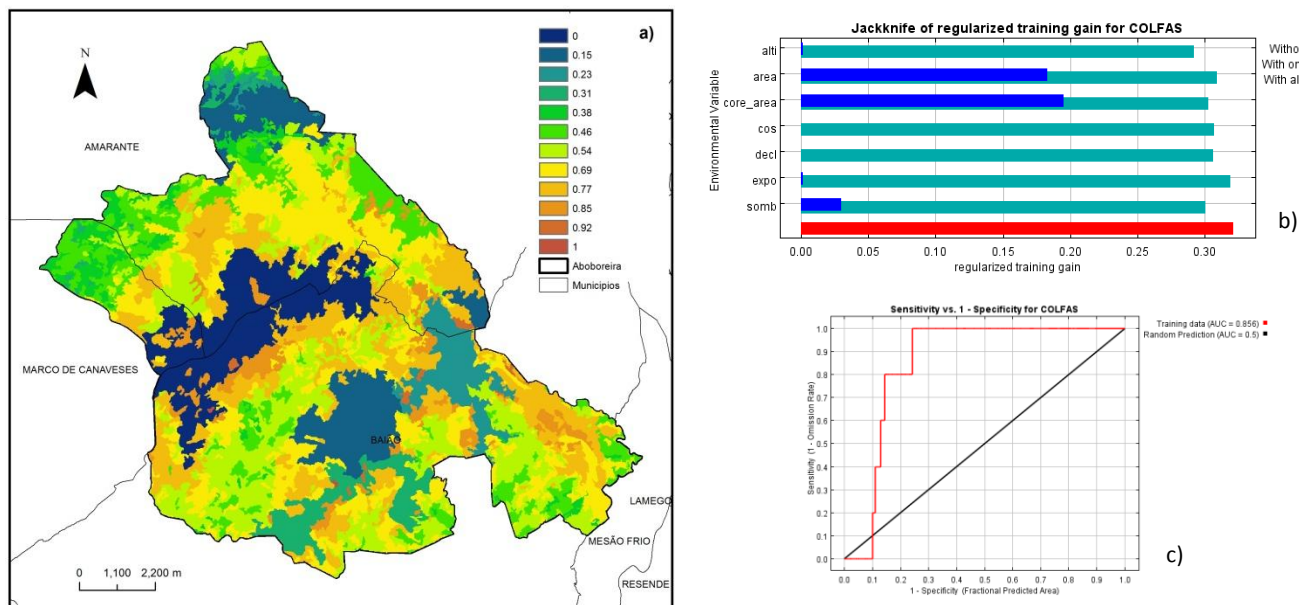


Figura 39 Modelo Maxent para *Collema fasciculare*. a) Mapa de distribuição potencial da espécie; b) Gráfico da avaliação de jackknife (modelos sem variável a verde, com apenas a variável a azul e com todas as variáveis a vermelho); c) Curva ROC de predição (a vermelho curva de predição do modelo, a preto curva de predição aleatória). Fonte: FROF-T e COS90.

O Jackknife demonstra que o `core_area` é a variável que possui maior quantidade de informação isoladamente e que a variável altimetria (`alti`) é a mais difícil de substituir uma vez que há dados que só ela possui, figura 40b.

A espécie apresenta uma grande distribuição potencial, sendo apenas pouco provável encontra-la em áreas de grande altitude, figura 40a.

5.5 GRUPO 5

As espécies *Degelia plumbea*, “*Dendroscocaulon umhausense*”, *Parmelia tiliacea* e *Sticta limbata* compõem o grupo 5. O é “*Dendroscocaulon umhausense*”, o representante deste grupo.

Para a elaboração do mapa de distribuição de espécies utilizou-se o modelo 2, anexo 7, assim foi necessário retirar da análise a variável declive de vertentes (`decl`). O valor de AUC é de 0.826, figura 41c. A variável com maior contribuição foi a `core_area` e a menor contribuição partiu do `cos`. O teste de Jackknife revela a grande contribuição de dados do `core_area` e alerta para a perda da variável altimetria, figura 41b.

A modelação da distribuição de “*Dendroscocaulon umhausense*” identifica um grande área de provável ocorrência, figura 41a. Este resultado não está de acordo com a distribuição conhecida da espécie (menor) ou com as características da mesma. No entanto, o modelo preditivo de ocorrência de “*Dendroscocaulon*

umhausense” salientou a área Este da freguesia de Viariz e algumas manchas nas freguesias de Folhada e Campelo como áreas com grande probabilidade de ocorrência da espécie, o que sugere que, de futuro, os trabalhos de prospeção se deverão concentrar mais nestas áreas.

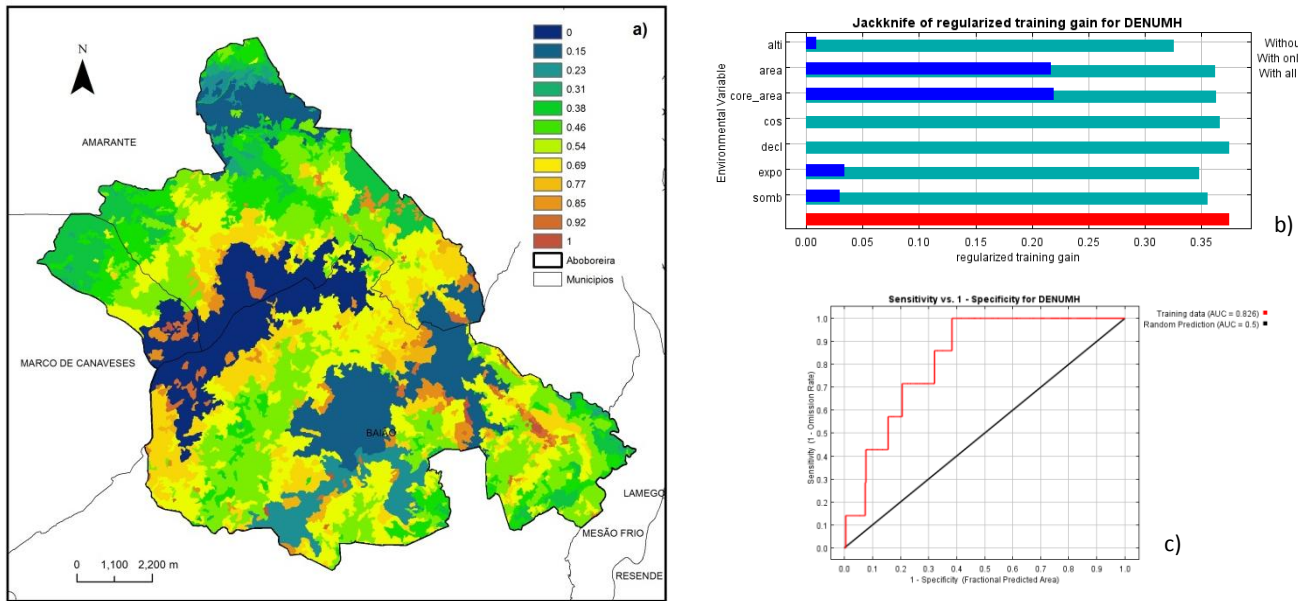


Figura 40 Modelo Maxent para “*Dendroica umhausense*”. a) Mapa de distribuição potencial da espécie; b) Gráfico da avaliação de jackknife (modelos sem variável a verde, com apenas a variável a azul e com todas as variáveis a vermelho); c) Curva ROC de predição (a vermelho curva de predição do modelo, a preto curva de predição aleatória). Fonte: FROF-T e COS90.

Sendo o “*Dendroica umhausense*” um forte indicador de presença de *Lobaria amplissima*, espécie ameaçada por toda a Europa (Gauslaa, 1995), esta informação poderá ter uma grande relevância para o desenvolvimento de futuras investigações e pode permitir prever a localização de área prioritárias de proteção ou de implementação de medidas de recuperação.

5.6 GRUPO 6

O grupo 6 é constituído por *Evernia prunastri*, *Flavoparmelia caperata*, *Parmelia sulcata* e *Parmotrema chinense*. A *Parmelia sulcata* foi a espécie escolhida para a obtenção do mapa preditivo de distribuição. A escolha do modelo 2 permitiu um elevado valor de AUC (0.839) e a eliminação da variável uso do solo (cos), figura 42c e anexo 7. A maior contribuição para o modelo final partiu da core_area (59.7%) e a

menor do decl (3%), figura 42b. A área possui informação única e ainda contribui com o maior número de dados para a previsão da localização das espécies.

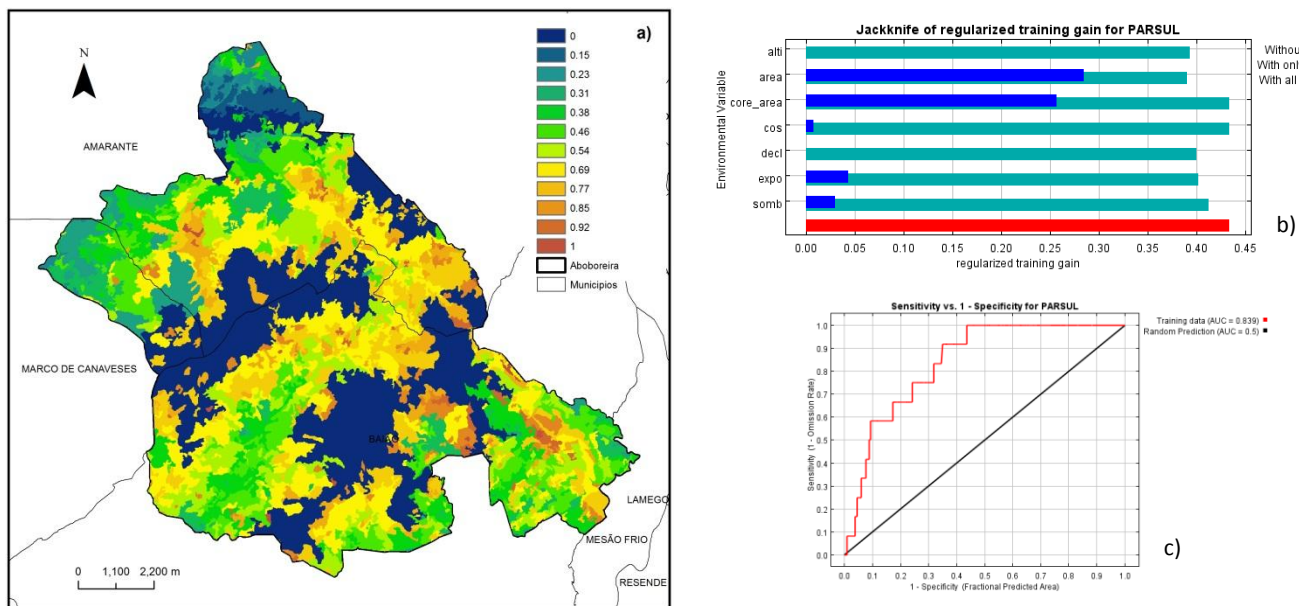


Figura 41 Modelo Maxent para *Parmelia sulcata*. a) Mapa de distribuição potencial da espécie; b) Gráfico da avaliação de jackknife (modelos sem variável a verde, com apenas a variável a azul e com todas as variáveis a vermelho); c) Curva ROC de predição (a vermelho curva de predição do modelo, a preto curva de predição aleatória). Fonte: FROF-T e COS90.

O atual conhecimento acerca das características e preferências de habitat da *Parmelia sulcata* permitem-nos pensar que esta se encontra em locais com alguma luminosidade, mas que mesmo assim conservem humidade. A predição da distribuição da espécie corrobora esta ideia pois apesar de apresentar um mapas com grande área de distribuição provável, não contempla áreas com muita luminosidade e por conseguinte pouca humidade, figura 42a.

5.7 GRUPO 7

O grupo 7 possui as espécies *Lecanora chlarotera*, *Pertusaria coccodes*, *Pertusaria flavida*, *Pertusaria hemisphaerica* (espécie central) e *Usnea rubicunda*.

Na previsão da distribuição da *Pertusaria hemisphaerica* utilizou-se o modelo 2, com um AUC de 0.897 e com eliminação da variável expo, figura 43c e anexo 7. O declive é uma das variáveis com maior

contribuição e é também aquela que fornece informação que não é fornecida por nenhuma das outras variáveis contempladas no estudo, figura 43b.

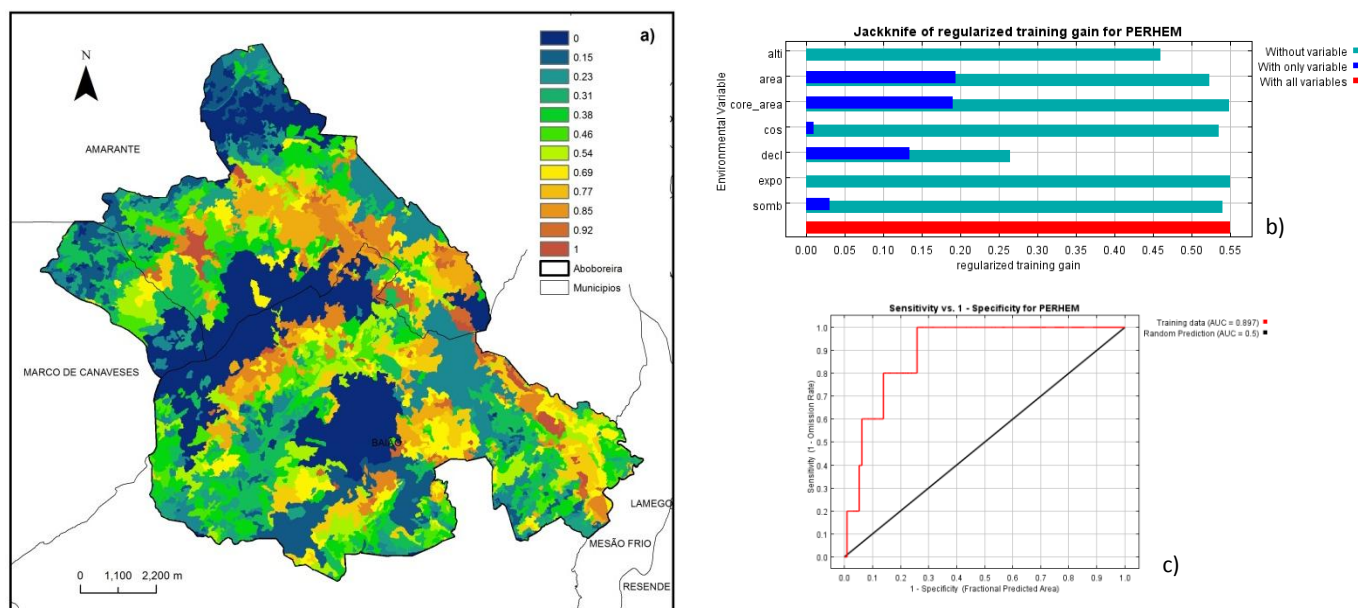


Figura 42 Modelo Maxent para *Pertusaria hemisphaerica*. a) Mapa de distribuição potencial da espécie; b) Gráfico da avaliação de jackknife (modelos sem variável a verde, com apenas a variável a azul e com todas as variáveis a vermelho); c) Curva ROC de predição (a vermelho curva de predição do modelo, a preto curva de predição aleatória). Fonte: FROF-T e COS90.

Os resultados do modelo preditivo sugerem que a ocorrência de *Pertusaria hemisphaerica* pode ser influenciada diretamente pela área, tanto da mancha como do núcleo, figura 43a e anexo 7. Esta espécie é frequente em habitats de floresta e parece estar bem adaptada a áreas húmidas e com relativamente pouca luz, daí a necessidade de manchas com áreas interiores que promovam a manutenção de humidade e sombreamento.

5.8 GRUPO 8

As espécies do grupo 8 são a *Lobaria scrobiculata*, o *Nephroma laevigatum* e a *Pertusaria amara*. A espécie central é o *Nephroma laevigatum*.

O modelo escolhido para a construção do mapa de distribuição provável da espécie em estudo foi o 2, pois apresenta o mesmo valor AUC que o modelo 1 (0.839), mas sem necessidade de utilizar a variável cos, figura 44c e anexo 7. As variáveis com maior contribuição para este modelo foram o core_are (59.7%) e a

área (13.6%), anexo 7. A área é também aquela que fornece maior número de informação para a construção do mapa e a altimetria a que possui maior informação apenas obtida da variável, figura 44b.

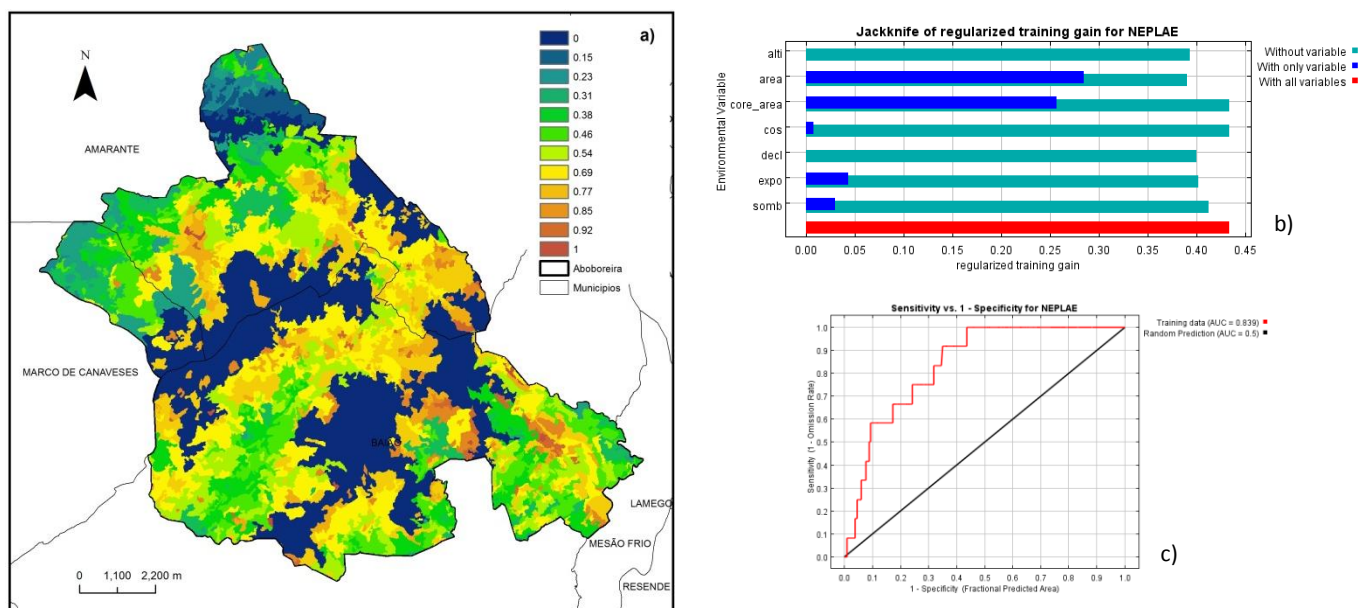


Figura 43 Modelo Maxent para *Nephroma laevigatum*. a) Mapa de distribuição potencial da espécie; b) Gráfico da avaliação de jackknife (modelos sem variável a verde, com apenas a variável a azul e com todas as variáveis a vermelho); c) Curva ROC de predição (a vermelho curva de predição do modelo, a preto curva de predição aleatória). Fonte: FROF-T e COS90.

A distribuição de *Nephroma laevigatum* parece ser influenciada pela área do núcleo e sombreamento, figura 44a. Os resultados da modelação da distribuição deste espécie estão, em geral, de acordo com o conhecimento atual que se tem da espécie uma vez que ela é esciófila.

5.9 GRUPO 9

O grupo 9 possui as espécies *Melanelia glabrata*, *Phylictis argena*, *Ramalina farinacea* e *Usnea wirthii*, sendo a *Ramalina farinacea* a espécie central.

Nesta análise utilizou-se o modelo 2 com a eliminação do cos, anexo 7. O valor de AUC é elevado (0.839) e é possível observar no gráfico ROC que a sensibilidade é alta, estando a curva bastante acima da linha de previsão aleatória, figura 45c. O core_area contribui com mais de 50% para a explicação do modelo e juntamente com a área fornece grande parte da informação para a construção do mesmo, anexo 7 e figura 45b.

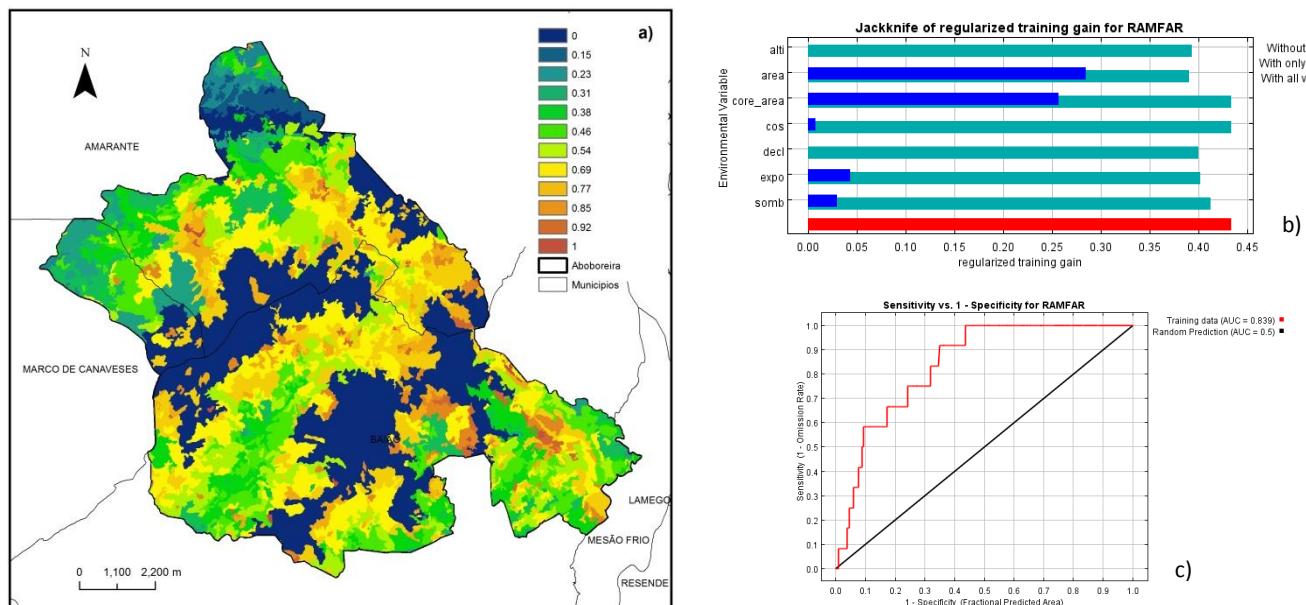


Figura 44 Modelo Maxent para *Ramalina farinacea* a) Mapa de distribuição potencial da espécie; b) Gráfico da avaliação de jackknife (modelos sem variável a verde, com apenas a variável a azul e com todas as variáveis a vermelho); c) Curva ROC de predição (a vermelho curva de predição do modelo, a preto curva de predição aleatória). Fonte: FROF-T e COS90.

A distribuição predita de *Ramalina farinacea* mostra uma grande distribuição da espécie, sendo embora limitada a locais também restritivos a muitas das espécies tidas em conta neste estudo, figura 45a.

O conhecimento da sub-região da Aboboreira revela que os modelos preditivos apresentaram uma sobrestimação da amplitude espacial de distribuição atual de algumas espécies. Isto pode resultar da pouca adequação dos preditores ou de a área já ter sido povoada por essa espécie, mas atualmente não reunir condições de fixação, isto deveria ser confrontado com dados históricos de distribuição da espécie para o local.

A previsão de existência de espécies intolerantes à contaminação, à instabilidade de habitats, espécies esciófilas e típicas da comunidade *Lobarion* (*Sticta fuliginosa*, *S. limbata*, *Lobaria amplissima*, *L. pulmonaria* e *L. scrobiculata*)) em áreas agrícolas é resultado da pouca importância dada aos usos do solo, salientando sobretudo as variáveis área e área do núcleo. Para colmatar esta falha deveriam ser acrescentadas variáveis próprias de cada uso do solo (intensidade luminosa, substrato, grau de contaminação, entre outras).

Contudo, a utilização cuidadosa dos resultados obtidos e o conhecimento ecológico da espécie poderão auxiliar na identificação de áreas que necessitam de uma amostragem mais exaustiva.

6. CONCLUSÃO

A Aboboreira tem uma vasta diversidade de usos do solo, áreas agrícolas, urbanas e florestais. Durante os últimos anos estes têm sofrido grandes alterações, tem ocorrido recolonização florestal, resultado do recente abandono dos campos agrícolas, e grande expansão de áreas urbanas. A Aboboreira tornou-se significativamente mais urbana, menos agrícola e mais florestal.

As modificações na paisagem têm produzido diminuição da área das manchas e aumento do número de manchas, por conseguinte uma maior heterogeneidade espacial, o que revela maior fragmentação da paisagem. Esta fragmentação é particularmente visível em áreas de vale, onde se verifica maior amenidade climática, declives reduzidos e erosão baixa promovendo a ocupação por parte de comunidades rurais, assim como a implementação de práticas agrícolas.

As florestas, apesar de estarem a recuperar o espaço deixado pelas áreas agrícolas apresentam uma intensa fragmentação e perda de área. Esta fragmentação deve-se não só ao aumento das áreas urbanas como muito provavelmente ao facto da Aboboreira ser constantemente assolada por fogo florestal, uma das principais catástrofes na região do Baixo Tâmega.

O estudo realizado para determinar a conectividade entre carvalhais revelou a importância que algumas manchas têm para a manutenção da conectividade na Aboboreira. A perda ou degradação destas manchas implicaria a forte diminuição do fluxo genético de espécies liquénicas.

Este estudo mostra a preferência de grupos liquénicos mais sensíveis à poluição, à intensidade luminosa e a alterações da estrutura florestal por locais com maior área de núcleo e por conseguinte maior perímetro e área de mancha. A razão para que isto aconteça deve prender-se com a existência de condições ambientais que favorecem a fixação dessas espécies, como maior estabilidade estrutural, maior isolamento de perturbações externas (poluição e gestão florestal), menor radiação solar, velocidade dos ventos e variações de temperatura, como também maior humidade (Boudreault et al., 2008).

As espécies fotófilas e nitrotolerantes tendem a aparecer em manchas menores onde a exposição à intensidade luminosa e à contaminação é maior. Contudo, algumas espécies associadas a florestas estáveis também apareceram em manchas reduzidas, sem área de núcleo. Uma explicação possível para estas ocorrências pode ser resultado de “conectividade histórica” e permanecendo ainda como reduto da espécie. Os locais que pertencem ao mesmo componente de conectividade não possuem composições liquénicas semelhantes, o que parece indicar diferenças métricas e fisiobiogeográficas entre locais que inviabilizam o estabelecimento dos propágulos liquénicos.

Embora exista uma sobrestimação da amplitude espacial de distribuição de algumas espécies, os modelos alertaram para a existência de áreas que necessitam de uma melhor amostragem, locais com provável ocorrência de espécies indicadoras de continuidade florestal e em declínio por toda a Europa. Caso se prove a existência dessas espécies, esses locais deverão ser sujeitos a medidas de preservação e recuperação. Estes resultados alertam para o pouco conhecimento que ainda se tem da região da Aboboreira do ponto de vista da flora líquénica.

6.1 IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO

A Aboboreira detém valores de diversidade líquénica elevados, assim como comunidades em declínio por toda a Europa, como é o caso da *Lobarion*, salientando a necessidade destes carvalhais para a conservação dos líquenes epífitos.

Contudo, a perda de conectividade e a crescente fragmentação da paisagem com alteração das características das manchas alertam para a necessidade de medidas urgentes de conservação e recuperação dos habitats nesta região.

6.2 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Este trabalho alertou para a importância dos carvalhais da Aboboreira na conservação de líquenes epífitos, portanto, é necessário realizar mais estudos para esta região:

- Perceber de que forma a “conectividade histórica” está a afetar a distribuição espacial das espécies líquénicas.
- Investigar os locais previstos pelo Maxent como locais de ocorrência de espécies indicadoras de estabilidade estrutural.
- Validar e/ou melhorar o modelo preditivo de distribuição de espécies através da aquisição de mais dados de campo, como, o levantamento de espécies líquénicas existentes em usos do solo que não carvalhais.

7. BIBLIOGRAFIA

- Addinsoft's. (1993). XLSTAT: data analysis and statistical application available for Microsoft Excel®. Retrieved from <http://www.xlstat.com/en/>
- Adriaensen, F., Chardon, J., De Blust, G., Swinnen, E., Villalba, S., Gulinck, H., & Matthysen, E. (2003). The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning*, 64(4), 233-247. doi: 10.1016/s0169-2046(02)00242-6
- Albergaria, C. (2006). *Um olhar crítico sobre o conceito e a prática da Reserva Ecológica Nacional*. Mestrado, Faculdade de Engenharia, Universidade do Porto, Porto.
- Alvarez-Alfonso, R. (1990). *Estudio y valoración del paisaje: territorio de Valderejo*. Magister, Univ. de Cantábria, Santander. (136)
- Alves, H., Honrado, J., Alves, P., Vieira, C., & Séneca, A. (2007). A flora e a vegetação da Serra da Aboboreira. In C. M. d. Amarante (Ed.), *Serra da Aboboreira: a Terra, o Homem e os Lobos*.
- Ambiente, I. d. (2012). Atlas Digital do Ambiente, from <http://www.iambiente.pt/atlas/est/index.jsp>
- Aragón, G., Belinchón, R., & Izquierdo, P. (2008). Valoración de la diversidad de líquenes epífitos en bosques de quercíneas mediante un nuevo índice liquénico (IDLE). Aplicación a la Red Natura 2000. *Botanica Complutensis*, 32, 37-48.
- Aragón, G., López, R., & Martínez, I. (2010). Effects of Mediterranean dehesa management on epiphytic lichens. [Research Support, Non-U.S. Gov't]. *Science of The Total Environment*, 409(1), 116-122. doi: 10.1016/j.scitotenv.2010.09.034
- Belinchón, R., Martínez, I., Aragón, G., Escudero, A., & De la Cruz, M. (2011). Fine spatial pattern of an epiphytic lichen species is affected by habitat conditions in two forest types in the Iberian Mediterranean region. *Fungal Biology*, 115(12), 1270-1278. doi: 10.1016/j.funbio.2011.09.003
- Belinchón, R., Martínez, I., Escudero, A., Aragón, G., Valladares, F. . (2007). Edge effects on epiphytic communities in a Mediterranean Quercus pyrenaica forest. *Journal of Vegetation Science* 18, 81-90.
- Boudreault, C., Bergeron, Y., Drapeau, P., & Mascarúa López, L. (2008). Edge effects on epiphytic lichens in remnant stands of managed landscapes in the eastern boreal forest of Canada. *Forest Ecology and Management*, 255(5-6), 1461-1471. doi: 10.1016/j.foreco.2007.11.002
- Brodo, I., Sharnoff, S. D., & Sharnoff, S. (2001). *Lichens of North America*: Yale University.
- Bunn, A. G., Urban, D. L., & Keitt, T. H. (2000). Landscape connectivity: A conservation application of graph theory. *Journal of Environmental Management*, 59(4), 265-278. doi: 10.1006/jema.2000.0373
- Casimiro, P. (2000). Uso do Solo – Ecologia da Paisagem: Perspectivas de uma Nova Abordagem do Estudo da Paisagem em Geografia. *Revista Geolnova*, 2, 45-66.
- Castello, M., & Skert, N. (2005). Evaluation of lichen diversity as an indicator of environmental quality in the North Adriatic submediterranean region. *Science of The Total Environment*, 336(1-3), 201-214. doi: 10.1016/j.scitotenv.2004.06.007
- Couto, P. (2004). Análise factorial aplicada a métricas da paisagem definidas em FRAGSTATS. *Investigação Operacional*, 24, 109-137
- Coxson, D., Stevenson, S. . (2007). Growth rate responses of Lobaria pulmonaria to canopy structure in even-aged and old-growth cedar-hemlock forests of central-interior British Columbia, Canada. *Forest Ecology and Management* 242, 5-16.
- Cruz, C. (2009). *Epiphytic lichens as surrogates for biodiversity and ecosystem resilience in native oakwoods of the Baixo Tâmega region (Northern Portugal)*. Mestrado, Faculdade de Ciências da Universidade do Porto Porto.
- Cruz, D. (2007). A ocupação pré-histórica da Serra da Aboboreira. In C. M. d. Amarante (Ed.), *Serra da Aboboreira: a Terra, o Homem e os Lobos*.

- Dietrich, M., Scheidegger, C. . (1997). Frequency, diversity and ecological strategies of epiphytic lichens in the Swiss central plateau and the Pre-Alps. *Lichenologist*, 29(3), 237-258.
- Dytham, C. (2009). *Choosing and using statistics: a biologist's guide*. Australia: Blackwell Publishing company.
- Elkie, P., Kaukinen, D., & Carr, A. (2012). Patch Analyst and Patch Grid (Version 5.1). Thunder Bay, Ontario: Ontario Ministry of Natural Resources. Centre for Northern Forest Ecosystem Research. Retrieved from http://www.cnfer.on.ca/SEP/patchanalyst/Patch5_1_Install.htm
- Elkie, P., Rempel, R., & Carr, A. (1999). *Patch Analyst user's manual. A tool for quantifying landscape structure* (1ª edição ed. Vol. TM-002). Thunder Bay, Ontário: Ontario Ministry of Natural Resources. Centre for Northern Forest Ecosystem Research.
- Ellis, C., Coppins, B. . (2007). Changing climate and historic-woodland structure interact to control species diversity of the Lobarion epiphyte community in Scotland. *Journal of Vegetation Science* 18.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34, 487-515.
- Figueiredo, A. (2007). Desempenho de um modelo de máxima entropia na previsão da distribuição do endemismo *Euphorbia piscatoria* na Ilha da Madeira. *Cadernos de Geografia*, 26.
- Forman, R., & Godron, M. (1986). *Landscape Ecology*. New York: John Wiley and Sons.
- Forman, R. T. T., & Godron, M. (1986). *Landscape ecology*: Wiley.
- Galloway, D. (1992). Biodiversity: a lichenological perspective. *Biodiversity Conservation* 1, 312-323.
- Gauslaa, Y. (1995). The Lobarion, an epiphytic community of ancient forests threatened by acid rain. *The Lichenologist*, 27(1), 59-76. doi: 10.1006/lich.1995.0005
- Gu, W., Kuusinen, M., Konttinen, T., & Hanski, I. (2001). Spatial pattern in the occurrence of the lichen *Lobaria pulmonaria* in managed and virgin boreal forests. *Ecography*, 24, 139-150.
- Gustafson, E. (1998). Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art. *Ecosystems*, 143-156.
- Hammer, Ø. (2012). PAST. PAleontological STatistics Version 2.16. Reference manual N. H. M. U. o. Oslo (Ed.)
- Hammer, Ø., Harper, D., & P., R. (2001). PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4, 9.
- Hedenas, H., Bolyukh, V., & Jonsson, B. (2003). Spatial distribution of epiphytes on *Populus tremula* in relation to dispersal mode. *Journal of Vegetation Science* 14(233-242).
- Hilmo, O., Sastad, S. . (2001). Colonization of old-forest lichens in a young and an old boreal *Picea abies* forest: an experimental approach. *Biological Conservation* 102, 251-259.
- Honrado, J., & Vieira, C. (2009). *O património natural como factor de desenvolvimento e competitividade territoriais no Baixo Tâmega. O Presente e o Futuro do Património Natural dos concelhos de Amarante, Baião e Marco de Canaveses*. . Porto.
- Hunter, M. (1996). *Fundamentals of Conservation Biology*. USA: Blackwell Science.
- IGeoE (Cartographer). (1997a). Carta militar de Portugal na escala 1:25000. Folha n.º 113 - Amarante.
- IGeoE (Cartographer). (1997b). Carta militar de Portugal na escala 1:25000. Folha n.º 124 - Marco de Canaveses.
- IGeoE (Cartographer). (1998a). Carta militar de Portugal na escala 1:25000. Folha n.º 125 - Baião.
- IGeoE (Cartographer). (1998b). Carta militar de Portugal na escala 1:25000. Folha n.º 126 – Peso da Régua.
- IGOE. (2010). Carta de uso e ocupação do solo de Portugal Continental para 2007 (COS2007). Memória descritiva I. G. Português (Ed.)
- James, P., Hawksworth, D., & Rose, F. (1977). Lichen Communities in the British Isles. In A. Press (Ed.), *Lichen Ecology, Seaward, MRD (Ed.)* (pp. 322-327). London.
- Jiménez-Valverde, A., Hortal, J., Lobo, J., Borges, P., Abreu, C., Aguiar, A., . . . Nunes, D. (2008). Using predictive models of species distribution to validate biodiversity data: case studies for Madeira Island. In P. Borges, C. Abreu, A. Aguiar, P. Carvalho, R. Jardim, I. Melo, P. Oliveira, C. Sérgio, A. Serrano & P. Vieira (Eds.), *A list of the terrestrial fungi, flora and fauna of Madeira and Selvagens archipelagos* (pp. 27-56). Ilha da Madeira: Direcção Regional do Ambiente da Madeira and Universidade dos Açores, Funchal and Angra do Heroísmo.
- Johansson, P. (2008). Consequences of disturbance on epiphytic lichens in boreal and near boreal forests. *Biological Conservation*, 141(8), 1933-1944. doi: 10.1016/j.biocon.2008.05.013

- Kent, M., & Coker, P. (1992). *Vegetation description analyses*. London: Behaven Press.
- Kim, J., Kang, Y., Hong, S., & Park, S. (2006). Extraction of Spatial Rules Using a Decision Tree Method: A Case Study in Urban Growth Modeling. *KES*, 203-211.
- Koh, L., Dunn, R., Sodhi, N., Colwell, R., Proctor, H., & Smith, V. (2004). Species coextinctions and the biodiversity crisis. *Science*, 305(5690), 1632-1634.
- Lindenmayer, D. B., Franklin, J. F., & Fischer, J. (2006). General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 131(3), 433-445. doi: 10.1016/j.biocon.2006.02.019
- Mandelbrot, B. (1983). *The fractal geometry of Nature*. Nova Iorque, EUA: W. H. Freeman and Company.
- Marques, J. (2004). *Comunidades epifíticas brio-liquénicas das florestas do Norte de Portugal*. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Relatório de Estágio.
- Marques, J. (2008). *Liquenes. Ribeiro S. Pedro de Moel*. Leiria: Vertigem, associação para promoção do património.
- Marshall, W. (1996). Aerial dispersal of lichen soredia in the maritime Antarctic. *New Phytol.*, 134, 523-530.
- McGarigal, K., & Marks, B. (1995). *FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. . Pacific Northwest Research Station, Portland, OR: USDA Forest Service.
- Nascimbene, J., Marini, L., & Nimis, P. L. (2007). Influence of forest management on epiphytic lichens in a temperate beech forest of northern Italy. *Forest Ecology and Management*, 247(1-3), 43-47. doi: 10.1016/j.foreco.2007.04.011
- Nascimbene, J., Marini, L., & Nimis, P. L. (2010). Epiphytic lichen diversity in old-growth and managed *Picea abies* stands in Alpine spruce forests. *Forest Ecology and Management*, 260(5), 603-609. doi: 10.1016/j.foreco.2010.05.016
- Nash III, T. (2001). *Lichen Biology*. United Kingdom: Cambridge University Press.
- O'Neill, R., Krummel, J., Gardner, R., Sugihara, G., B., J., Turner, M., . . . Graham, R. (1988). Indices of landscape pattern. *Landscape Ecol.*, 1, 153-162.
- Orange, A., James, P., & White, F. (2001). *Microchemical methods for the identification of lichens*: British Lichen Society.
- Pereira, A. (2002). *Guia prático de utilização do SPSS - Análise de dados para ciências sociais e psicologia*. Lisboa.
- Phillips, S., Anderson, R., & Schapire, R. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. . *Ecological Modelling*, 190, 231 -259.
- Phillips, S., Dudík, M., & Schapire, R. (2004). A maximum entropy approach to species distribution modeling. . In A. Press (Ed.), *Proceedings of the 21st International Conference on Machine Learning* (pp. 655-662). New York.
- Pinkham, C., & Pearson, J. (1976). Applications of a new coefficient of similarity to pollution surveys. *J. Water Pollut. Control Fed*, 48.
- Pinkham, C., Pearson, J., Clontz, W., & Asaki, A. (1975). A Computer Program for Calculations of Measures of Biotic Similarity Between Samples and the Plotting of the Relationship Between These Measures. *EATR EB TR 75013*.
- PROF-T. (2007). *Plano Regional de Ordenamento do Tâmega*. Lisboa: Comissão de acompanhamento.
- Purvis, W. (2000). *Lichens*. London: The Natural History Museum.
- . *Regulamento do Plano Regional de Ordenamento Florestal do Tâmega (PROF T)*. Diário da República.
- Reid, B., Chevalier, V., Pinkham, C., & Pearson, J. *BioSim2, a Java-based computer program to calculate the Pinkham-Pearson index of similarity*.
- Ribeiro, A., Antunes, M., Ferreira, M., Rocha, R., Soares, A., Zbyszewski, G., . . . Monteiro, J. (1979). *Introduction à la géologie générale du Portugal*. Lisboa: Serviços Geológicos de Portugal.
- Rodrigues, W. (2007). DivEs - Diversidade de Espécies - Guia do Usuário. Seropédica: & E. d. Brasil (Eds.), (pp. 9). Retrieved from <http://www.ebras.bio.br/dives/>
- Rogers, P., Ryel, R. . (2008). Lichen community change in response to succession in aspen forests of the southern Rocky Mountains. *Forest Ecology and Management* 256, 1760-1770.

- Saura, S., & Pascual-Hortal, L. (2007). A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning*, 83(2–3), 91-103. doi: 10.1016/j.landurbplan.2007.03.005
- Saura, S., & Pascual-Hortal, L. (2007). *Software for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity through graphs and habitat availability indices*. University of Lleida, Spain.
- Saura, S., & Torné, J. (2009). Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling & Software*, 24(1), 135-139. doi: 10.1016/j.envsoft.2008.05.005
- Soft, L. (2009). DivEs v2.0 Diversidade de Espécies. Software para estimativa da diversidade e riqueza de espécies.
- SPSS, I. (2010). IBM SPSS Statistics for Windows, Version 19.0. Armonk, NY.
- Sumarga, E. (2011). *A comparison of logistic regression, geostatistics and Maxent for distribution modeling of a forest endemic: a pilot study on Lobel's Maple at Mt. Pizzalto, Italy*. Master of Science in Geo-information Science and Earth Observation, University of Twente, Italy.
- Taylor, P., Fahrig, L., Henein, K., & Merriam, G. (1993). Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68, 571–573.
- ter Braak, C., & P., S. (2002). *CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)*. Ithaca, USA: Microcomputer Power
- The European Parliament, T. C. o. t. E. U. (2007). *Directive 2007/2/EC of the European Parliament and of the Council of 14 March 2007 establishing an Infrastructure for Spatial Information in the European Community (INSPIRE)*.
- Urban, D., & Keitt, T. (2001). Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecology* 82, 1205-1218.
- Visser, H., & de Nijs, T. (2006). The Map Comparison Kit. *Environmental Modeling & Software*, 21, 346-358.
- Vogt, P. (2012). GUIDOS Graphical User Interface for the Description of image Objects and their Shapes (Version 1.4). Ispra (VA), Italy: European Commission, Joint Research Centre (JRC). Retrieved from <http://forest.jrc.ec.europa.eu/download/software/guidos#g14>
- Vogt, P., Ferrari, J. R., Lookingbill, T. R., Gardner, R. H., Riitters, K. H., & Ostapowicz, K. (2009). Mapping functional connectivity. *Ecological Indicators*, 9(1), 64-71. doi: 10.1016/j.ecolind.2008.01.011
- Walser, J. (2004). Molecular evidence for limited dispersal of vegetative propagules in the epiphytic lichen *Lobaria pulmonaria*. *American Journal of Botany* 9, 1273-1276.
- Wiens, J. (1976). Population responses to patchy environments. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 7, 81-120.
- Wolf, S., Esseen, P., & P., N. (2000). Monitoring biodiversity and ecosystem function: forests. In P. Nimis, C. Scheidegger & P. Wolseley (Eds.), *Monitoring with lichens – Monitoring lichens lichens, IV. Earth and Environmental Science 7: NATO Science Series*.

Anexos

ANEXO 1

Lista de espécies liquênicas amostradas na Aboboreira

Tabela 28 Lista das características vegetativas, reprodutivas e ecológicas observadas nas espécies liquênicas em estudo.

Características	Descrição
Características vegetativas	
1. Forma de crescimento	Cinco classes: 1: crustáceo; 2: fruticuloso-erecto; 3: fruticuloso-pendular; 4: foliáceo
2. Fotobionte	Duas classes: 1: cianobactérias; 2: alga verde
Características reprodutivas	
3. Fertilidade	Duas classes: 1: essencialmente fértil; 2: essencialmente estéril
4. Propágulos	
Isídios	Duas classes: 0: inexistente; 1: existente
Sorédios	Duas classes: 0: inexistente; 1: existente
Características ecológicas	
5. Hidrofilia	Seis classes: 1: extremamente hidrófilo; 2: muito hidrófilo; 3: ligeiramente hidrófilo; 4: meso-hidrófilo; 5: ligeiramente xerófilo; 6: muito xerófilo
6. Fotofilia	Cinco classes: 1: muito esciófila; 2: ligeiramente esciófila; 3: moderadamente esciófila/ fotófilo; 4: ligeiramente fotófilo; 5: muito fotófilo.

Tabela 29 Lista de todas as espécies encontradas na área de estudo. Espécies listadas alfabeticamente.

	Abreviaturas	Características ecológicas		Características vegetativas		Características reprodutivas		
		Fotofilia	Hidrofilia	Fotobionte	Forma de crescimento	Propágulos		Fertilidade
						Sorédios	Isídios	
<i>Cetraria chlorophylla</i>	CETCLO	2;5	2;3	2	4	1	0	1
<i>Chrysothrix candelaris</i>	CHRCAN	2;4	2;3	2	1	1	0	2
<i>Cladonia glauca</i>	CLAGLA	-	-	2	2	1	0	2
<i>Cladonia pyxidata</i>	CLAPYX	3;4	3;5	2	2	1	0	2

	Abreviaturas	Características ecológicas		Características vegetativas		Características reproductivas		
		Fotofilia	Hidrofilia	Fotobionte	Forma de crecimiento	Propágulos		Fertilidade
						Sorédios	Isidíos	
<i>Collema fasciculare</i>	COLFAS	-	-	1	4	0	0	1
<i>Degelia plumbea</i>	DEGPLU	2;4	2	1	4	0	0	1
<i>“Dendroscopula umhausense”</i>	DENUMH	-	-	1	3	0	1	2
<i>Evernia prunastri</i>	EVEPUN	3;5	2;4	2	3	1	0	1
<i>Flavoparmelia caperata</i>	FLACAP	4	-	2	4	1	0	2
<i>Heterodermia obscurata</i>	HETOBS	-	-	2	4	1	0	2
<i>Hypogymnia physodes</i>	HYPPHY	3.4	3.4	2	3	1	0	2
<i>Hypogymnia tubulosa</i>	HYPTUB	3.5	3	2	3	1	0	2
<i>Lecanora chlorotera</i>	LECCHL	-	-	2	1	0	0	1
<i>Lepraria incana</i>	LEPINC	4	-	2	1	1	0	2
<i>Leptogium brebissonii</i>	LEPBRE	-	-	2	4	0	1	2
<i>Lobaria amplissima</i>	LOBAMP	3;4	2	2	4	0	0	1
<i>Lobaria pulmonaria</i>	LOBPUL	4	1.2	2	4	1	0	1
<i>Lobaria scrobiculata</i>	LOBSCRO	3	1.2	1	4	1	0	1
<i>Melanelia elegantula</i>	MELELE	-	-	2	4	0	1	2
<i>Melanelia glabratula</i>	MELGLA	-	-	2	4	0	1	2
<i>Nephroma laevigatum</i>	NEPLAE	2;3	2	1	4	0	0	1
<i>Normandina pulchella</i>	NORPUL	4	2.3	2	4	1	0	2
<i>Pannaria mediterranea</i>	PANMED	-	-	1	4	1	0	2
<i>Pannaria rubiginosa</i>	PANRUB	2;4	2	1	4	0	0	1
<i>Parmelia omphalodes</i>	PAROMP	-	-	2	4	0	0	2
<i>Parmelia quercina</i>	PARQUE	4;5	-	2	4	0	0	1
<i>Parmelia tiliacea</i>	PARTIL	4;5	4	2	4	0	1	1
<i>Parmelia saxatilis</i>	PARSAX	3;4	3	2	4	0	1	2
<i>Parmelia sulcata</i>	PARSUL	4	3.5	2	4	1	0	1
<i>Parmotrema chinense</i>	PARCHI	4	4	2	4	1	0	1
<i>Peltigera collina</i>	PELCOL	-	-	1	4	1	0	2
<i>Pertusaria albescens</i>	PERALB	3.4	3.4	2	1	1	0	2

	Abreviaturas	Características ecológicas		Características vegetativas		Características reproductivas		
		Fotofilia	Hidrofilia	Fotobionte	Forma de crecimiento	Propágulos		Fertilidade
						Sorédios	Isídios	
<i>Pertusaria amara</i>	PERAMA	3.4	4	2	1	1	0	2
<i>Pertusaria coccodes</i>	PERCOC	3.4	3	2	1	0	1	2
<i>Pertusaria flavida</i>	PERFLA	3.4	2.3	2	1	0	1	2
<i>Pertusaria hemisphaerica</i>	PERHEM	3.4	2.3	2	1	1	0	2
<i>Pertusaria hymenea</i>	PERHYM	3	2	2	1	0	0	1
<i>Phylictis argena</i>	PHYARG	2	3.4	2	1	1	0	2
<i>Physconia distorta</i>	PHYDIS	4.5	5	2	4	0	0	1
<i>Physconia enteroxantha</i>	PHYENT	4	4	2	4	1	0	2
<i>Physconia perisidiosa</i>	PHYPER	-	-	2	4	1	0	2
<i>Physconia venusta</i>	PHYVEN	-	-	2	4	0	0	1
<i>Platismatia glauca</i>	PLAGLA	-	-	2	4	1	0	2
<i>Punctelia subrudecta</i>	PUNSUB	-	-	2	4	1	0	2
<i>Ramalina calicaris</i>	RAMCAL	-	-	2	3	0	0	1
<i>Ramalina farinacea</i>	RAMFAR	2.5	2.5	2	3	1	0	2
<i>Ramalina fastigiata</i>	RAMFAS	4.5	-	2	3	0	0	1
<i>Ramalina fraxinea</i>	RAMFRA	-	-	2	3	1	0	1
<i>Sticta fuliginosa</i>	STIFUL	-	-	1	4	0	1	2
<i>Sticta limbata</i>	STILIM	2.4	2	1	4	1	0	2
<i>Usnea florida</i>	USNFLO	-	2	2	3	0	0	1
<i>Usnea subfloridana</i>	USNSUB	-	-	2	3	1	1	2
<i>Usnea rubicunda</i>	USNRUB	2.4	3	2	3	1	0	2
<i>Usnea wirthii</i>	USNWIR	-	-	2	3	1	0	2

ANEXO 2

Indicadores de paisagem utilizados pelo *software* Fragstats

Tabela 30 Descrição dos indicadores de paisagem utilizados pelo *software* Fragstats. Fonte: McGarigal e Marks 1995.

	Categoria	Abreviatura	Métrica	Escala	Fórmula
Mancha	Área/perímetro	AREA*	Área da mancha	AREA> 0, sem limite	$AREA = a_{ij} \left(\frac{1}{10000} \right)$
		PERIM	Perímetro da mancha	PERIM> 0, sem limite	$PERIM = P_{ij}$
		GYRATE*	Raio de giração	GYRATE≥0, sem limite	$GYRATE = \sum_{r=1}^z \frac{h_{ijr}}{z}$
	Forma	PARA*	Razão perímetro-área	PARA> 0, sem limite	$PARA = \frac{P_{ij}}{a_{ij}}$
		SHAPE*	Índice de forma	SHAPE≥1, sem limite	$SHAPE = \frac{.25 P_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}}$
		FRAC*	Índice de dimensão fractal	1≤FRAC≤2	$FRAC = \frac{2 \ln(.25 P_{ij})}{\ln a_{ij}}$
		CIRCLE*	Círculo circunscrito relacionado	0≤CIRCLE≤1	$CIRCLE = 1 \left[\frac{a_{ij}}{a_{ij}^s} \right]$
		CONTIG	Índice de contiguidade	0≤CONTIG≤1	$CONTIG = \frac{\left[\frac{\sum_{r=1}^z c_{ijr}}{a_{ij}^*} \right] - 1}{V - 1}$
	Núcleo	CORE	Área do núcleo	CORE≥0, sem limite	$CORE = a_{ij}^c \left(\frac{1}{10000} \right)$
		NCORE	Número de núcleos	NCORE≥0, sem limite	$NCORE = n_{ij}^c$
		CAI	Índice de área do núcleo	0≤CAI≤100	$CAI = \frac{a_{ij}^c}{a_{ij}} (100)$

Classe	Área	CA	Área total da classe	CA > 0, sem limite	$CA = \sum_{j=1}^n a_{ij} \left(\frac{1}{10000} \right)$
	Núcleo	PLAND	Percentagem da paisagem	0<PLAND≤100	$PLAND = P_i = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{A} (100)$
	Agregação	NP	Número de manchas	NP ≥ 1 sem limite	$NP = n_i$
		PD	Densidade da mancha	PD > 0, confinado ao tamanho da célula	$PD = \frac{n_i}{A} (10000)(100)$
		TE	Orla total	TE ≥ 0 sem limite	$TE = \sum_{k=1}^m e_{ik}$
		ED	Densidade da orla	ED ≥ 0 sem limite	$ED = \frac{\sum_{k=1}^m e_{ik}}{A} (10000)$
		LSI	Índice de forma da paisagem	LSI ≥ 1 sem limite	$LSI = \frac{.25 \sum_{k=1}^m e_{ik}^*}{\sqrt{A}}$
		NLSI	Índice médio da forma ponderado pela área das manchas	0<NLSI≤1	$NLSI = \frac{e_i - \min e_i}{\max e_i - \min e_i}$
	Forma	PAFRAC	Dimensão fractal	1≤PAFRAC≤2	$PAFRAC = \frac{2}{\frac{[n_1 \sum_{j=1}^n \ln P_{ij}, \ln a_{ij}] - [(\sum_{j=1}^n \ln P_{ij})(\sum_{j=1}^n \ln a_{ij})]}{(n_1 \sum_{j=1}^n \ln P_{ij}^2) - (\sum_{j=1}^n \ln P_{ij})}}$

Paisagem	Agregação	COHESION	Índice de coesão de manchas	$0 < \text{COHESION} \leq 100$	$\text{COHESION} = \left[1 - \frac{\sum_{j=1}^n P_{ij}^*}{\sum_{j=1}^n P_{ij}^* \sqrt{a_{ij}^*}} \right] \cdot \left[1 - \frac{1}{\sqrt{Z}} \right] \cdot (100)$ $\text{dado } G_1 = \left(\frac{g_{ii}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right)$
		CLUMPY	O índice “clumpiness”	$-1 \leq \text{CLUMPY} \leq 1$	$\text{CLUMPY} = \begin{cases} \frac{G_i - P_i}{1 - P_i} & \text{para } G_i \geq P_i \\ \frac{G_i - P_i}{1 - P_i} & \text{para } G_i < P_i; P_i \geq .5 \\ \frac{P_i - G_i}{-P_i} & \text{para } G_i < P_i; P_i < .5 \end{cases}$
		PLADJ	Porcentagem de adjacências semelhantes	$0 < \text{PLADJ} \leq 100$	$\text{PLADJ} = \left[\frac{g_{ii}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right] (100)$
		IJI	Índice de difusão e justaposição	$0 < \text{IJI} \leq 100$	$\text{IJI} = \frac{-\sum_{k=1}^m \left[\left(\frac{e_{ik}}{\sum_{k=1}^m e_{ik}} \right) \ln \left(\frac{e_{ik}}{\sum_{k=1}^m e_{ik}} \right) \right]}{\ln(m-1)} (100)$
	Diversidade	SHDI	Índice de diversidade de Shannon's	$\text{SHDI} \geq 0$ sem limite	$\text{SHDI} = -\sum_{i=1}^m (P_i \cdot \ln P_i)$
		SIDI	Índice de diversidade de Simpson's	$0 \leq \text{SIDI} < 100$	$\text{SIDI} = 1 - \sum_{i=1}^m P_i^2$
		MSIDI	Índice de diversidade modificado de Simpson's	$\text{MSIDI} \geq 0$ sem limite	$\text{MSIDI} = -\ln \sum_{i=1}^m P_i^2$
		SHEI	Índice de uniformidade de Shannon's	$0 \leq \text{SHEI} \leq 1$	$\text{SHEI} = \frac{-\sum_{i=1}^m (P_i \cdot \ln P_i)}{\ln m}$

		SIEI	Índice de uniformidade de Simpson's	$0 \leq SIEI \leq 1$	$SIEI = \frac{1 - \sum_{i=1}^m P_i^2}{1 - \left(\frac{1}{m}\right)}$
		MSIEI	Índice de uniformidade modificado de Simpson's	$0 \leq MSIEI \leq 1$	$MSIEI = \frac{-\ln \sum_{i=1}^m P_i^2}{\ln m}$
	Agregação	CONTAG	Índice de contágio	$0 < CONTAG \leq 100$	$CONTAG = \left[1 + \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{k=1}^m \left[(P_i) \left(\frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) \right] \cdot \left[\ln(P_i) \left(\frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) \right]}{2 \ln(m)} \right] (100)$
		PD	Densidade da mancha	PD > 0, confinado ao tamanho da célula	$PD = \frac{N}{A} (10000) (100)$
		PLADJ	Porcentagem de adjacências semelhantes	$0 \leq PLADJ \leq 100$	$PLADJ = \left[\frac{\sum_{i=1}^m g_{ii}}{\sum_{i=1}^m \sum_{k=1}^m (g_{ik})} \right] (100)$
		IJI	Índice de difusão e justaposição	$0 < IJI \leq 100$	$IJI = \frac{-\sum_{i=1}^m \sum_{k=i+k}^m \left[\left(\frac{e_{ik}}{E} \right) \cdot \ln \left(\frac{e_{ik}}{E} \right) \right]}{\ln(0.5[m(m-1)])} (100)$
		NP	Número de manchas	NP ≥ 1 sem limite	NP = N
	Área	TA	Área total	TA > 0, sem limite	$TA = A \left(\frac{1}{10000} \right)$
		LPI	Índice da mancha mais larga	$0 < LPI \leq 100$	$LPI = \frac{\max(a_{ij})}{A} (100)$

Nota: As métricas usadas para determinação dos parâmetros estatísticos média (MN), desvio padrão (SD) e coeficiente de variação (CV) estão assinaladas por um asterisco (*).

Em que:

A – área total da paisagem

a_{ij} – área (m^2) da mancha ij

P_{ij} – perímetro (m) da mancha ij

P_i – proporção da paisagem ocupada pelo tipo de mancha i

e_{ik} – perímetro total (m) de um tipo de classe i

h_{ijr} – distância (m) entre uma célula ijr (no interior da mancha ij) e o centróide da mancha ij

z – número de células na mancha ij

a_{ij}^s – área (m^2) da circunferência circunscrita mais pequena em torno da mancha ij

c_{ijr} – valor de contiguidade para a célula r da mancha ij

v – soma dos valores num modelo de 3×3 células

a_{ij}^* - área da mancha ij em termos de número de células

n_i – número de manchas na paisagem do tipo i

N – número total de manchas

a_{ij}^c – área do núcleo (m^2) da mancha ij , baseada na largura do buffer definido

n_{ij}^c – número de núcleos existentes no patch ij , baseado na largura do buffer definido

a_{ijs} – área (m^2) da mancha ijs dentro de uma dada vizinhança (m) da mancha ij

h_{ijs} – distância (m) entre patches ijs , baseada numa distância entre limites

k_{ijs} – k vizinhos mais próximos da mancha ijs

d_{ik} – similaridade entre manchas da classe i e k

p_{ijk} – perímetro (m) da mancha i adjacente à classe k

m – número de manchas do mesmo tipo presentes na paisagem

g_{ij} – número de ligações semelhantes entre pixéis do mesmo tipo de mancha i

g_{ik} - número de ligações semelhantes entre pixéis do mesmo tipo de mancha i e k

e_{ik}^* - perímetro total (m) da orla entre manchas do tipo i e k

P_{ij}^* - perímetro da mancha ij em termos de número de superfície das células

ANEXO 3

Indicadores de paisagem utilizados pela extensão Patch Analyst

Tabela 31 Descrição dos indicadores de paisagem utilizados pela extensão Patch Analyst. Fonte: Elkie, Rempel, et al (1999).

Categoria	Abreviatura	Métrica	Descrição
Métricas de área, densidade e tamanho	NumP	Número de manchas	Número total de manchas por classe
	MPS	Tamanho médio das manchas	Tamanho médio das manchas.
	MedPS	Tamanho mediano das manchas	Tamanho mediano das manchas ou percentil 50
	PSCoV	Desvio padrão do tamanho das manchas	Desvio padrão do tamanho das manchas
	PSSD	Coefficiente de variação do tamanho das manchas	Coefficiente de variação do tamanho das manchas
	CA	Área da classe	Soma das áreas de todas as manchas pertencentes a uma classe
Métricas de forma	MSI	Índice de forma médio	Índice que mede a complexidade da forma.
	AWMSI	Índice de forma médio da área ponderada	Difere do MSI no facto de ser ponderado pela área da mancha, assim manchas maiores terão maior peso que áreas mais pequenas
	MPAR	Razão perimetro-area média	Índice que mede a complexidade da forma.
	MPFD	Dimensão fractal média das manchas	Índice que mede a complexidade da forma.
	AWMPFD	Dimensão fractal média da área ponderada das manchas	Índice que mede a complexidade da forma ajustado ao tamanho da mancha

ANEXO 4

Indicadores de paisagem utilizados pelo programa Conefor Sensinoide

Tabela 32 Descrição dos indicadores de paisagem utilizados pelo programa Conefor Sensinoide. Fonte: Saura e Pascual-Hortal (2007).

	Abreviatura	Índice	Descrição/comentário
Índices binários	NL	Número de ligações	Conforme uma paisagem é mais conectada maior o número de ligações.
	NC	Número de componentes	Um componente ou região conectada é um conjunto de nós em que existe conectividade entre todos os pares de nós.
	H	Índice de Harary	Quanto mais conectada a paisagem maior o valor de H.
	CCP	Probabilidade de coincidência de classe	Probabilidade de aleatoriamente se escolher dois pontos pertencentes à mesma classe se encontrarem no mesmo componente.
	LCP	Probabilidade de coincidência de paisagem	Probabilidade de dois pontos escolhidos ao acaso pertencerem ao mesmo componente.
	IIC	Índice integral de conectividade	Índice recomendado pelos autores do programa como o melhor índice binário executado pelo CS22
Índices probabilísticos	F	Índice de fluxo	Soma das probabilidades de dispersão entre pares de nódulos
	AWF	Índice de fluxo de área ponderada	Similar ao índice de fluxo, mas neste caso as probabilidades de dispersão são multiplicadas pela área das manchas
	PC	Índice de probabilidade de conectividade	é recomendado pelos autores como o melhor índice para análises de conectividade executado pelo CS22, apresentando diversas melhorias quando comparado com outros índices quer binários, quer probabilísticos (Saura and Pascual-Hortal 2007). O PC varia entre 0 e 1 e aumenta com o aumento da conectividade.

ANEXO 5

Índices de diversidade de espécies utilizados pelo programa DivEs

Tabela 33 Descrição dos índices de diversidade de espécies utilizados pelo programa DivEs. Fonte: Soft (2009).

Categoria	Abreviatura	Índice	Descrição/comentário
Diversidade	H'	Índice de Shannon	Índice proposto por Shanon em 1948. Adequado para amostras aleatórias de espécies de uma comunidade ou sub-comunidade de interesse.
	D	Índice de Simpson	Índice proposto por Simpson em 1949, considera não só o número de espécies e o total de números de indivíduos, como também a proporção do total de ocorrência de cada espécie.
	D _a	Índice de Margalef	Índice proposto por Margalef em 1951. É um índice simples de diversidade considerando somente o número de espécies e o logaritmo do número total de indivíduos.
Dominância	d	Índice de Berger-Parker	Índice de dominância proposto, em 1970, por Berger & Parker. É um índice simples e eficiente.
Equitabilidade	E	Índice de Equitabilidade de Hill (modificado)	Índice referente à distribuição da abundância das espécies.

ANEXO 6

Matriz de transição de usos do solo na Aboboreira

Tabela 34 Matriz de transição de usos do solo na Aboboreira (COS90 - COS07).

COS90 \ COS07	Tecido urbano	Indústria, comércio e transportes	Áreas de extração de inertes	Espaços verdes urbanos	Culturas temporárias	Culturas permanentes	Áreas agrícolas heterogêneas	Florestas	Florestas abertas e vegetação arbustiva e herbácea	Áreas descobertas e com pouca vegetação	Total COS90
Tecido urbano	3977	73	0	0	1009	151	1121	282	173	9	6795
Indústria, comércio e transportes	43	30	0	0	25	0	20	158	11	0	287
Áreas de extração de inertes	0	0	0	0	0	0	0	192	176	0	368
Espaços verdes urbanos	22	14	0	20	0	0	0	1	2	0	59
Culturas temporárias	1529	205	0	7	18872	2432	13666	8047	4644	3	49405
Culturas permanentes	75	0	0	0	27	1591	2195	710	580	0	5178
Áreas agrícolas heterogêneas	2531	40	4	0	7876	1569	9717	11427	2934	0	36098
Florestas	1175	364	2	3	1917	1033	2639	50314	37619	105	95171
Florestas abertas e vegetação arbustiva e herbácea	444	71	27	0	977	1035	1166	10838	80640	915	96113
Áreas descobertas e com pouca vegetação	25	29	0	0	78	94	199	8056	27849	1350	37680
Total COS07	9821	826	33	30	30781	7908	30723	90029	154629	2382	684840

ANEXO 7

Modelos de otimização e contribuição das variáveis para o modelo final produzido por Maxent para cada uma das espécies em estudo

Grupo 1

Tabela 35 Modelos de otimização do Maxent para a *Lepraria incana*.

Modelo	Variáveis	AUC
1	Alti+área+core_area+cos+decl+expo+somb	0.841
2	Alti+área+core_area+decl+expo+somb	0.841
3	Alti+área+core_area+decl+somb	0.838
4	Área+core_area+decl+somb	0.817
5	Área+core_area+somb	0.722
6	Área+core_area	0.696
7	Core_area	0.628

Tabela 36 Percentagens (%) de contribuição das variáveis para o modelo 2 da *Lepraria incana*.

Variável	Percentagem de contribuição
Alti	1.5
Área	10.9
Core_area	73.3
Decl	3.7
Expo	0.1
Somb	10.5

Grupo 2

Tabela 37 Modelos de otimização do Maxent para a *Sticta fuliginosa*.

Modelo	Variáveis	AUC
1	Alti+área+core_area+cos+decl+expo+somb	0.916
2	Alti+área+core_area+decl+expo+somb	0.916
3	Alti+área+core_area+decl+somb	0.913
4	Alti+core_area+decl+somb	0.906
5	Alti+core_area+decl	0.909
6	Core_area+decl	0.899
7	Decl	0.827

Tabela 38 Percentagens (%) de contribuição das variáveis para o modelo 2 da *Sticta fuliginosa*.

Variável	Percentagem de contribuição
Alti	11.4
Área	2.8
Core_area	26.7
Decl	55
Expo	0.5
Somb	3.4

Grupo 3

Tabela 39 Modelos de otimização do Maxent para a *Hypogymnia tubulosa*.

Modelo	Variáveis	AUC
1	Alti+área+core_area+cos+decl+expo+somb	0.813
2	Alti+área+core_area+decl+expo+somb	0.813
3	Alti+área+core_area+expo+somb	0.813
4	Alti+área+core_area+somb	0.813
5	Alti+área+core_area	0.810
6	Área+core_area	0.762
7	Core_area	0.664

Tabela 40 Percentagens (%) de contribuição das variáveis para o modelo 4 da *Hypogymnia tubulosa*.

Variável	Percentagem de contribuição
Alti	11.2
Área	23.4
Core_area	56.6
Somb	8.8

Grupo 4

Tabela 41 Modelos de otimização do Maxent para o *Collema fasciculare*.

Modelo	Variáveis	AUC
1	Alti+área+core_area+cos+decl+expo+somb	0.856
2	Alti+área+core_area+cos+decl+somb	0.839
3	Alti+área+core_area+cos+somb	0.788
4	Alti+core_area+cos+somb	0.789
5	Core_area+cos+somb	0.776
6	Core_area+somb	0.555
7	Core_area	0.517

Tabela 42 Percentagens (%) de contribuição das variáveis para o modelo 1 do *Collema fasciculare*.

Variável	Percentagem de contribuição
Alti	7.3
Área	4.1
Core_area	64.6
Cos	7.8
Decl	3.8
Expo	0.7
Somb	11.7

Grupo 5

Tabela 43 Modelos de otimização do Maxent para o “*Dendriscoaulon umhausense*”.

Modelo	Variáveis	AUC
1	Alti+área+core_area+cos+decl+expo+somb	0.826
2	Alti+área+core_area+cos+expo+somb	0.826
3	Alti+área+core_area+expo+somb	0.793
4	Alti+core_area+expo+somb	0.788
5	Alti+core_area+somb	0.726
6	Alti+core_area	0.723
7	Core_area	0.573

Tabela 44 Percentagens (%) de contribuição das variáveis para o modelo 2 do “*Dendriscoaulon umhausense*”.

Variável	Percentagem de contribuição
Alti	15.3
Área	5.2
Core_area	62.6
Cos	0
Expo	7.7
Somb	9.2

Grupo 6

Tabela 45 Modelos de otimização do Maxent para a *Parmelia sulcata*.

Modelo	Variáveis	AUC
1	Alti+área+core_area+cos+decl+expo+somb	0.839
2	Alti+área+core_area+decl+expo+somb	0.839
3	Alti+área+core_area+expo+somb	0.768
4	Área+core_area+expo+somb	0.738
5	Área+core_area+somb	0.709
6	Área+core_area	0.685
7	Core_area	0.625

Tabela 46 Percentagens (%) de contribuição das variáveis para o modelo 2 da *Parmelia sulcata*.

Variável	Percentagem de contribuição
Alti	7.4
Área	13.6
Core_area	59.7
Decl	3
Expo	7
Somb	9.3

Grupo 7

Tabela 47 Modelos de otimização do Maxent para a *Pertusaria hemisphaerica*.

Modelo	Variáveis	AUC
1	Alti+área+core_area+cos+decl+expo+somb	0.897
2	Alti+área+core_area+cos+decl+somb	0.897
3	Alti+área+core_area+decl+somb	0.886
4	Alti+core_area+decl+somb	0.876
5	Alti+core_area+decl	0.875
6	Core_area+decl	0.845
7	Core_area	0.520

Tabela 48 Percentagens (%) de contribuição das variáveis para o modelo 2 da *Pertusaria hemisphaerica*.

Variável	Percentagem de contribuição
Alti	8.4
Área	4.5
Core_area	41.2
Decl	38.4
Somb	6.2

Grupo 8

Tabela 49 Modelos de otimização do Maxent para o *Nephroma laevigatum*.

Modelo	Variáveis	AUC
1	Alti+área+core_area+cos+decl+expo+somb	0.839
2	Alti+área+core_area+decl+expo+somb	0.839
3	Alti+área+core_area+expo+somb	0.768
4	Área+core_area+expo+somb	0.738
5	Área+core_area+somb	0.709
6	Área+core_area	0.685
7	Core_area	0.625

Tabela 50 Percentagens (%) de contribuição das variáveis para o modelo 2 do *Nephroma laevigatum*.

Variável	Percentagem de contribuição
Alti	7.4
Área	13.6
Core_area	59.7
Decl	3
Expo	7
Somb	9.3

Grupo 9

Tabela 51 Modelos de otimização do Maxent para a *Ramalina farinacea*.

Modelo	Variáveis	AUC
1	Alti+área+core_area+cos+decl+expo+somb	0.839
2	Alti+área+core_area+decl+expo+somb	0.839
3	Alti+área+core_area+expo+somb	0.768
4	Área+core_area+expo+somb	0.738
5	Área+core_area+somb	0.709
6	Área+core_area	0.685
7	Core_area	0.625

Tabela 52 Percentagens (%) de contribuição das variáveis para o modelo 2 da *Ramalina farinacea*.

Variável	Percentagem de contribuição
Alti	7.4
Área	13.6
Core_area	59.7
Decl	3
Expo	7
Somb	9.3